

El avance de la agricultura en tierras con características hidro-halomórficas bajo uso de pastizal. Su efecto sobre algunas propiedades edáficas y la calidad del agua de escurrimiento.

Tesis presentada para optar al título de Magister de la Universidad de Buenos Aires,
Área Ciencias del Suelo

Sebastián Vangeli
Ingeniero Agrónomo – Universidad de Buenos Aires - 2014

Lugar de trabajo: Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos – FAUBA



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

Celio Ignacio Chagas

Ingeniero Agrónomo – Universidad de Buenos Aires
Magister en Ciencias del Suelo – Universidad de Buenos Aires
Doctor – Universidad de Buenos Aires

Co-Director de tesis

Mario Guillermo Castiglioni

Ingeniero Agrónomo – Universidad de Buenos Aires
Magister en Ciencias del Suelo – Universidad de Buenos Aires
Doctor en Ingeniería– Universidad Nacional de Rosario

Consejero de Estudios

Filipe Behrends Kraemer

Ingeniero Agrónomo – Universidad de Buenos Aires
Magister en Ciencias del Suelo – Universidad de Buenos Aires
Doctor en Ciencias Agropecuarias– Universidad de Buenos Aires

JURADO

Alberto Raúl Quiroga

Ingeniero Agrónomo – Universidad Nacional de La Pampa
Magister en Ciencias Agrarias – Universidad Nacional del Sur
Doctor en Agronomía – Universidad Nacional de Sur

Esteban Ariel Ciarlo

Ingeniero Agrónomo – Universidad de Buenos Aires
Doctor en Ciencias Agropecuarias – Universidad de Buenos Aires

Agustín Alberto Grimoldi

Ingeniero Agrónomo – Universidad de Buenos Aires
Magister en Recursos Naturales – Universidad de Buenos Aires
Doctor en Ciencias Agrarias – Universidad Técnica de Múnich

Fecha de defensa de tesis:

30/05/2019

DEDICATORIA

A Gogi.

AGRADECIMIENTOS

A Celio, Mario y Filipe, por participar muy activamente y con total compromiso en todas las etapas de esta tesis. Gracias por la excelente predisposición, el conocimiento y el apoyo. No menos importante, la sinceridad y el afecto con el que me guiaron en este proceso.

A la cátedra de Manejo y Conservación de Suelos de la FAUBA. A Tomás y Marcelo por su afecto, compañerismo y amistad. A Alejandro por el apoyo y los consejos.

A todos aquellos que participaron en alguna etapa del trabajo de campo o laboratorio: Carolina Kuc, Belén Massuco, Oksana Sydorenko y Verónica Feuring. A Patricia Fernández y Olga Correa por abrirme las puertas de sus laboratorios y por la ayuda recibida. A Felix Fernández por enseñarme distintas técnicas de laboratorio, desinteresadamente.

A Gabriela Posse por la confianza y el apoyo recibido para cerrar esta etapa.

A la Universidad de Buenos Aires. Institución en la que estudié en nivel secundario y universitario y, como si fuera poco, me becó para que hiciera esta tesis y la financió a través de un proyecto UBACyT.

A todos aquellos docentes e investigadores apasionados e inspiradores de nuestro país.

A toda mi familia. Especialmente, a mis abuelos y mi madre, Adriana.

A Agustina, por los momentos vividos estos años y, sobre todo, por lo que vendrá.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE GENERAL.....	X
ÍNDICE DE FIGURAS	XV
ABREVIATURAS	XXI
RESUMEN	1
ABSTRACT	3
CAPITULO 1:.....	5
INTRODUCCIÓN GENERAL	5
1.1 INTRODUCCIÓN	6
1.1.1 Problemas ambientales asociados al avance de la frontera agrícola	6
1.1.2 Planificación del uso de la tierra y ordenamiento del territorio	7
1.1.3 Degradación de tierras en paisajes fluviales	9
1.1.4 La Cuenca del Arroyo del Tala	9
1.1.5 El avance de la agricultura sobre suelos hidro-halomórficos en la cuenca del Arroyo del Tala ...	11
1.2 HIPÓTESIS Y OBJETIVOS.....	12
1.3 ORGANIZACIÓN DE LA TESIS	13
CAPITULO 2:.....	15
AVANCE DE LA AGRICULTURA EN LA CUENCA DEL ARROYO DEL TALA.	
CAMBIOS FUNCIONALES Y DEGRADACIÓN.	15
2.1 INTRODUCCIÓN	16
2.1.1 El avance de la agricultura en la Pampa Ondulada: posibles implicancias	16
2.1.2 Herramientas de teledetección para cuantificar el avance de la agricultura y evaluar su efecto sobre el funcionamiento del ecosistema	16
2.1.3 Estimación del efecto del avance de la agricultura sobre la producción de sedimentos en la cuenca del Arroyo del Tala.....	17
2.1.4 Objetivos.....	19
2.1.5 Estructura del capítulo	19
2.2 MATERIALES Y MÉTODOS	20
2.2.1 Objetivo 1. Cuantificación del avance de la agricultura y su distribución espacial en la cuenca del Arroyo del Tala para las tres últimas décadas	20

2.2.2 Objetivo 2. Comparación de la dinámica intra e interanual del NDVI entre lotes bajo producción agrícola y ganadera para el periodo 2000-2017	22
2.2.3 Objetivo 3. Estimación de la erosión hídrica en la cuenca del Arroyo del Tala para las campañas 1987/88 y 2014/15	23
2.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	26
2.3.1 Cuantificación del área agrícola en la cuenca del Arroyo del Tala	26
2.3.2 Dinámica intra e interanual del NDVI	28
2.3.3 Estimación de la erosión hídrica a través de la USLE.....	35
2.4 CONCLUSIONES.....	41
AVANCE DE LA AGRICULTURA SOBRE TIERRAS DE CARACTERÍSTICAS HIDRO-HALOMÓRFICAS: SU EFECTO SOBRE EL SUELO Y EL ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL.....	42
3.1 INTRODUCCIÓN.....	43
3.1.1 Consecuencias sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas edáficas	43
3.1.2 Consecuencias “ex situ”: cambios en el escurrimiento, erosión y contaminación	46
3.2 OBJETIVOS:.....	48
3.3 MATERIALES Y MÉTODOS.....	49
3.3.1 Área de estudio y descripción del diseño	49
3.3.2 Propiedades físico-químicas de suelo.	50
3.3.3 Caracterización biológica (DGGE)	51
3.3.4 Cuantificación de volumen y calidad de agua de escurrimiento	51
3.3.6 Análisis estadístico	53
3.4 RESULTADOS	53
3.4.1 Propiedades físico-químicas edáficas.....	53
3.4.2 Caracterización biológica.....	64
3.4.3 Relación entre algunas de las variables edáficas estudiadas	68
3.4.5 Efecto del avance de la agricultura sobre el volumen y la calidad de los escurrimientos generados por lluvia simulada.....	71
3.4.6 Glifosato y AMPA en el suelo y escurrimiento	78
3.4.7 Relación entre las variables edáficas y el volumen y calidad del escurrimiento	80
3.5 CONCLUSIONES.....	83
CAPITULO 4.....	85

INCIDENCIA DEL AVANCE DE LA AGRICULTURA SOBRE VARIABLES FÍSICAS Y QUÍMICAS DE SUELOS UBICADOS EN EL PLANO ALUVIAL DEL ARROYO DEL TALA	85
4.1 INTRODUCCIÓN	86
4.2 OBJETIVOS	88
4.3 MATERIALES Y MÉTODOS	89
4.4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	92
4.4.1 Efecto del avance de la agricultura sobre las características físico/químicas de los suelos del plano aluvial.....	92
4.4.2 Relación entre las variables edáficas estudiadas.....	98
4.4.3 La calidad física y química de suelo, ¿se relaciona con algún índice derivado de la curva estacional de NDVI?	101
4.4.4 Efecto del avance de la agricultura sobre el escurrimiento y la erosión. Una estimación a partir de los modelos desarrollados en el área piloto	104
4.5 CONCLUSIONES.....	107
CAPITULO 5:.....	109
CONSIDERACIONES FINALES	109
5.1 SÍNTESIS DE LOS PRINCIPALES RESULTADOS	110
BIBLIOGRAFIA	115
ANEXOS	131
ANEXO 2.1	131
ANEXO 2.2.....	133
ANEXO 3.1	135
ANEXO 3.2.....	136
ANEXO 3.3	137
ANEXO 4.1	140

ÍNDICE TABLAS

Tabla 2.1. Superficie nominal y porcentual de cada una de las categorías del mapa sintético (Fig. 2.1). Plano aluvial: comprende aquellos suelos cuyas principales limitaciones para el uso agropecuario son el exceso de agua y la alcalinidad sódica. Para más detalles acerca del uso de la tierra en cada unidad cartográfica de la cuenca ver Anexo 2.2.	27
Tabla 2.2. Porcentaje de la superficie ocupada por agricultura (incluye las categorías Agricultura continua, Avance de agricultura y Agricultura en rotación del <i>mapa sintético</i>). Plano aluvial: comprende aquellos suelos cuyas principales limitaciones para el uso agropecuario son el exceso de agua y la alcalinidad sódica. Los porcentajes indicados son respecto a la superficie total de cada tercio de la cuenca.	28
Tabla 2.3. Erosión potencial para las posiciones altas y del plano aluvial, correspondientes a distintos sectores de la Cuenca del Arroyo del Tala.....	36
Tabla 2.4. Erosión potencial promedio y desvío estándar para los sectores de la cuenca sobre los que avanzó la agricultura en el periodo 1987-2015 y aquellos que ya eran agrícolas.	36
Tabla 2.5. Pérdida de suelo, Sediment Delivery Ratio (SDR), producción de sedimentos, superficie y sedimentos totales producidos por cada uno de los tercios de la subcuenca del Arroyo del Tala, para: a) 1987/88 y b) 2014/15.	40
Tabla 3.1. Valores promedio y desvíos estándar de pH y CE (en pasta). Se presentan 4 profundidades: 0-6 cm, 6-12 cm, 12-18 cm y horizonte Bt. *Cuando el horizonte Bt se encontró a una profundidad menor a los 18 cm se presenta la información del estrato 18 a 24 cm. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos y horizontes para cada una de las variables estudiadas. Se presentan los valores promedio de PSI para los casos de $pH > 7$ (entre paréntesis el porcentaje de casos).....	55
Tabla 3.2. Granulometría superficial de los suelos correspondientes a los distintos tratamientos y su desvío estándar. Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos para cada una de las fracciones ($p < 0.05$).	55
Tabla 3.3. Resultados del ANOSIM. Valores del estadístico R para los contrastes entre los distintos tratamientos. A = Agrícola, G = Ganadero, GS = Sódico. Los asteriscos representan: *: $p < 0,05$, ** $p < 0,01$: *** $p < 0,001$	64

Tabla 3.4. Riqueza, Dominancia, Diversidad (de Simpson) y equitatividad (de Buzas y Gibson)	68
Tabla 3.5. Análisis de regresión lineal múltiple, coeficientes y estadísticos asociados. Variable respuesta: Coeficiente de escurrimiento de las simulaciones de lluvia. Variables predictoras: Profundidad al horizonte Bt (cm), Densidad aparente superficial (0-6 cm) (g cm^{-3}) y humedad volumétrica (%).	74
Tabla 3.6. Autovectores del Análisis de Componentes Principales.	82
Tabla 4.1 Granulometría de los lotes estudiados	92
Tabla 4.2. Correlaciones de Pearson entre las variables edáficas estudiadas. Los asteriscos indican la existencia del valor p de las correlaciones (* $p=0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$; ns $p>0,05$). ...	98
Tabla 4.3. Correlaciones de Pearson entre la materia orgánica total y los distintos pretratamientos de Le Bissonnais. DMP_hr: pretratamiento de humectación rápida, DMP_dm: pretratamiento de disgregación mecánica y DMP_hl: pretratamiento de humectación lenta. Se indica el r (coeficiente de correlación) y valor p.	100
Tabla 4.4. Correlaciones de Pearson entre las variables edáficas estudiadas y algunas derivadas de sensores remotos. Se incluyeron en este análisis sólo los lotes agrícolas. El valor inicial es el valor del par ganadero (tomando la ganadería como referencia para esa variable previo al cambio en el uso). Los asteriscos indican la existencia el valor p de las correlaciones (* $p=0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$).	102

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Cuenca del Arroyo del Tala y su ubicación dentro de la provincia de Buenos Aires. Incluye la delimitación de los tercios superior, medio e inferior de la cuenca y el área con suelos de características hidrohalomórficas de acuerdo al mapa de suelos de INTA (1996). Fuente: Propio a partir de datos obtenidos de IGN, INTA (1996) y Kraemer et al. (2013).	11
Figura 2.1. Mapa sintético de usos de la tierra en la cuenca del Arroyo del Tala (Provincia de Buenos Aires) para las campañas comprendidas entre 1987/88 y 2014/15.	26
Figura 2.2. a) Promedio anual del NDVI (NDVI_I) y b) coeficiente de variación intra-anual del NDVI (CV_NDVI) de los tratamientos Agrícola, Avance Agricultura y Ganadero, para las campañas comprendidas en el periodo 2000-2001 y 2016-2017, inclusive. Las barras de error representan el desvío estándar.	29
Figura 2.3. Dinámica intraanual del NDVI para lotes bajo agricultura continua y ganadería. Promedio mensual para las campañas comprendidas entre 2000-2001 y 2016-2017, inclusive...	30
Figura 2.4. Tendencias temporales para algunos parámetros de la curva estacional de NDVI. NDVI_I, MIN y MAX bajo uso a) agrícola y b) ganadero. c) CV anual del NDVI para ambos usos. El periodo bajo análisis fue el comprendido entre las campañas 2000-2001 y 2016-2017. Se presenta el valor p de los análisis de Mann-Kendall. Cuando estos son significativos ($p < 0,1$), se presenta el valor de estadístico τ de Mann-Kendall.	32
Figura 2.5. Superficie sembrada de los principales cultivos de grano en los partidos que integran (parcialmente) la cuenca del Arroyo del Tala, para las campañas comprendidas entre el 2000-2001 y 2015-2016: a) soja, b) maíz y c) trigo. Rendimiento promedio de los mismos cultivos d) soja, e) maíz y f) trigo. Elaboración propia a partir de datos del Ministerio de Agroindustria. Se muestra el valor p de Mann-Kendall que indica la existencia de tendencias significativas.	33
Figura 2.6. Mapa de erosión potencial en la Cuenca del Arroyo del Tala	35
Figura 2.7. Estimación de la erosión actual para el uso de la tierra en las campañas: a) 1987-1988 y b) 2014-2015.	38
Figura 3.1. Densidad aparente (DAP) para el estrato superficial (0-6 cm), para ambas fechas de muestreo. Letras distintas indican diferencias significativas dentro de cada una de las fechas (Test LSD de Fisher, Alfa=0,05). Tratamientos: Agrícola, Ganadero, ganadero sódico (Sódico). Barras rayadas corresponden al muestreo de diciembre de 2014. Barras lisas: muestreo de mayo de 2015. Las barras de error representan el desvío estándar.	57

Figura 3.2. Valores de estabilidad de agregados medidos por el método de Le Bissonnais (1996). Se presentan los valores de los tres pretratamientos: a) DMP_hr (P1): humectación rápida, b) DMP_dm (P2): disgregación mecánica luego de re-humectación con etanol, c) DMP_hl (P3): humectación lenta por capilaridad y d) DMP_prom: diámetro medio ponderado promedio. Fechas de muestreo: a) diciembre de 2014 y b) mayo de 2015. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (Test LSD de Fisher, Alfa=0,05). Letras minúsculas indican diferencias significativas para combinaciones Tratamiento x Fecha de muestreo (únicamente se presentan cuando el factor fecha presentó diferencias significativas). Las barras de error representan el desvío estándar.	58
Figura 3.3. Valores promedio de hidrofobicidad por el método WDPT (Chenu et al., 2000), para dos fechas de muestreo. Letras distintas indican diferencias significativas entre las medias de los tratamientos (Test LSD Fisher; Alfa=0,05). Las barras de error representan el desvío estándar..	59
Figura 3.4. Valores promedio de Porosidad de agregados, para dos fechas de muestreo: diciembre de 2014 y mayo de 2015. Letras distintas indican diferencias significativas en cada nivel de Tratamiento x Fecha de muestreo (Test LSD Fisher; Alfa=0,05). Las barras de error representan el desvío estándar.	60
Figura 3.5. Humedad volumétrica para el estrato superficial (0-6 cm), para ambas fechas de muestreo. Letras distintas indican diferencias significativas en cada nivel de tratamiento x fecha (Test LSD de Fisher, Alfa=0,05). Las barras de error representan el desvío estándar.....	61
Figura 3.6. Carbono orgánico total (COT) (0-12 cm) para los tratamientos Agrícola, Ganadero y Sódico. Fechas de muestreo: diciembre de 2014 y mayo de 2015. Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (Test LSD de Fisher; Alfa=0,05). Las barras de error representan el desvío estándar.	62
Figura 3.7. Stock de carbono orgánico en los primeros 12 cm de suelo para los tratamientos Agrícola, Ganadero y Sódico. Fechas de muestreo: a) diciembre de 2014 y b) mayo de 2015. Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (Test LSD de Fisher; Alfa=0,05). Las barras de error representan el desvío estándar.....	62
Figura 3.8. Contenido de carbono orgánico particulado grueso (COPg) (a) y fino (COPf) (b) para los primeros 12 centímetros de suelo. Fechas de muestreo: diciembre de 2014 y mayo de 2015. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (Test LSD de Fisher; Alfa=0,05). Letras minúsculas indican diferencias entre niveles de tratamiento x fecha. Las barras de error representan el desvío estándar.....	63

Figura 3.9. Dendrogramas Pearson/UPGMA y DGGE correspondientes al muestreo de a) diciembre de 2014 y b) mayo de 2015. Los tratamientos son: A: Agricultura; G: Ganadería; GS: Sódico. Los números indican el número de repetición dentro de cada sitio.	66
Figura 3.10. Representación gráfica del análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) empleando distancias de Bray-Curtis a partir de los perfiles genéticos bacterianos de DGGE (16S ARNr). a) Dic. 2014; b) Mayo 2015. Valores de Estrés: a) 0,1484 b) 0,1464	67
Figura 3.11. Coeficientes de correlación de Pearson entre variables físicas, químicas y biológicas. Las cruces indican valores $p > 0,05$, considerados no significativos.	70
Figura 3.12. Correlaciones entre los distintos pretratamientos de Le Bissonnais y las fracciones de C. Los valores presentados representan los coeficientes de correlación de Pearson. *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$ y ***: $p < 0,001$	71
Figura 3.13. Coeficiente de escurrimiento (Coef. E) para los tratamientos Agrícola, Ganadero y Sódico. Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (Test LSD de Fisher; Alfa=0,05). Las barras de error representan el desvío estándar.	72
Figura 3.14. a) Coeficiente de escurrimiento (Coef. E) en función de la profundidad al horizonte Bt; b) Infiltración básica (Ib) en función de la densidad aparente (DAP).	72
Figura 3.15. Relación entre el coeficiente de escurrimiento observado y el estimado por el modelo. Modelo: $\text{Coef E} = (-0,02) \text{ PBt} + 1,88 \text{ Dap} + 0,01 \text{ H} - 1,58$; donde Coef E: Coeficiente de escurrimiento; PBt: profundidad al horizonte Bt (cm); Dap: densidad aparente superficial (g cm^{-3}); H: Humedad volumétrica (%). La línea presentada es el ajuste 1:1 ($R^2 = 0,88$).	75
Figura 3.16. (a) Concentración de sedimentos (CSed) y (b) producción de sedimentos totales (PSed) en el agua de escurrimiento para los tratamientos: Agrícola, Ganadero y Ganadero somero. Letras distintas indican diferencias significativas (Test LSD de Fisher, Alfa=0,05). Las barras de error representan el desvío estándar.	76
Figura 3.17. (a) Concentración de sedimentos en el agua de escurrimiento (CSed) (gL^{-1}), en función del diámetro medio ponderado determinado por el pretratamiento de humectación rápida de Le Bissonnais (DMP_hr) (1996). (b) Peso total de sedimentos escurridos (PSed) (g), en función del diámetro medio ponderado determinado por el tratamiento de humectación lenta de Le Bissonnais (DMP_hl) (1996).	76
Figura 3.18. (a) Concentración de fósforo en el agua de escurrimiento (expresado en ppm) y (b) Diagrama de dispersión del fósforo en el agua de escurrimiento en función del fósforo Bray en el suelo. Las barras de error representan el desvío estándar.	77

Figura 3.19. Análisis de Componentes Principales. Los puntos indican sitios de los distintos tratamientos (Círculos: Agrícola, Cuadrados: Ganadero y Triángulos: Sódico).....	80
Figura 4.1. Ubicación de los lotes bajo estudio en la cuenca del arroyo del Tala. Se encuentra delimitada la zona de plano aluvial.	91
Figura 4.2. Valores de pH del uso Agrícola (A) y Ganadero (G), para los horizontes A y Bt. Los asteriscos indican la existencia de diferencias significativas en el test t apareado, para cada horizonte (* $p=0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$; ns $p>0,05$). Las barras de error representan el desvío estándar.	94
Figura 4.3. Valores de CE del uso Agrícola (A) y Ganadero (G), para los horizontes A y B. Los asteriscos indican la existencia de diferencias significativas en el test t apareado, para cada horizonte (* $p=0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$; ns $p>0,05$). Las barras de error representan el desvío estándar.	94
Figura 4.4. Valores de DAP del uso Agrícola (A) y Ganadero (G), para los horizontes A y B. Los asteriscos indican la existencia de diferencias significativas en el test t apareado, para cada horizonte (* $p=0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$; ns $p>0,05$). Las barras de error representan el desvío estándar.	95
Figura 4.5. Humedad volumétrica (%) del uso Agrícola (A) y Ganadero (G). Los asteriscos indican la existencia de diferencias significativas en el test t apareado (* $p=0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$; ns $p>0,05$). Las barras de error representan el desvío estándar.	96
Figura 4.6. COT y stock de C del uso Agrícola (A) y Ganadero (G). Los asteriscos indican la existencia de diferencias significativas en el test t apareado (* $p=0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$; ns $p>0,05$). Las barras de error representan el desvío estándar.	96
Figura 4.7. Diámetro medio ponderado de los distintos pretratamientos de Le Bissonnais (1996). P1: humedecimiento rápido; P2: disgregación mecánica; P3: humedecimiento lento; Prom: diámetro medio ponderado promedio de Le Bissonnais. Los asteriscos indican la existencia de diferencias significativas en el test t apareado (* $p=0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$; ns $p>0,05$). Las barras de error representan el desvío estándar.	97
Figura 4.8. DMPprom de Le Bissonnais en función a la MOT. Se ajustó una regresión múltiple que relaciona ambas variables con el uso de la tierra como variable <i>dummy</i> . El modelo presenta la misma pendiente para ambos usos de la tierra, pero distinta ordenada al origen.	99
Figura 4.9. Índices derivados de la curva estacional de NDVI para el periodo 2007-2016 para los lotes agrícolas y ganaderos incluidos en el muestreo de suelos. Los asteriscos indican la existencia	

de diferencias significativas en el test t apareado (* $p=0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$). Las barras de error representan el desvío estándar.....	102
Figura 4.10. a) Variación en el COT en función del NDVI para el periodo 2007-2016 para los lotes agrícolas y ganaderos, b) Variación en el DMPprom en función del NDVI_I para el periodo 2007-2016 para los lotes agrícolas y ganaderos incluidos en el muestreo de suelos. El uso de la tierra fue incorporado como una variable Dummy que toma valor 1 cuando el lote en cuestión es ganadero y 0 cuando es agrícola.	104
Figura 4.11. Estimación del coeficiente de escurrimiento a partir del modelo ($CEsc = 1,187 - 0,039 * PBt$), para los lotes agrícolas y ganaderos ubicados en el plano aluvial de la cuenca del Arroyo del Tala. Las barras de error representan el desvío estándar.	105
Figura 4.12. Estimación de la concentración de sedimentos a partir del modelo ($CSed = 3,839 \exp(-1,257) * P1 + 0,058$), para los lotes agrícolas y ganaderos ubicados en el plano aluvial de la cuenca del Arroyo del Tala. Las barras de error representan el desvío estándar.	106
Figura 4.13. Estimación de la producción de sedimentos a partir del modelo a) estimado a partir del pretratamiento de humectación lenta de Le Bissonnais ($PSed = 99,95 - 29,13 * P3$) y b) estimado a partir del coeficiente de escurrimiento y la concentración de sedimentos (Figs. 3.14 y 3.17) ($Psed = CSed \times CEsc$), para los lotes agrícolas y ganaderos ubicados en el plano aluvial de la cuenca del Arroyo del Tala. Las barras de error representan el desvío estándar.	106

Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.

ABREVIATURAS

ANOSIM: Análisis de similitud
ANOVA: análisis de varianza
ARNr: Ácido ribonucleico ribosomal
C: carbono
CE: Conductividad eléctrica
CO a: carbono orgánico asociado
Coef.E: Coeficiente de escurrimiento
Coef.I: Coeficiente de infiltración
COPf: carbono orgánico particulado fino
COPg: carbono orgánico particulado grueso
COPtot: carbono orgánico particulado total
COT: carbono orgánico total
CP1: Componente principal 1
CP2: Componente principal 2
CSed: Concentración de sedimentos
CV: Coeficiente de variación
CV_NDVI: Coeficiente de variación intraanual del NDVI
DAP: Densidad aparente
DE: desvío estándar
DGGE: Electroforesis en gel con gradiente desnaturalizante
Div: Diversidad microbiana
DMPdm: diámetro medio ponderado del pretratamiento de disgregación mecánica
DMPhl: diámetro medio ponderado del pretratamiento de humectación lenta
DMPhr: diámetro medio ponderado del pretratamiento de humectación rápida
DMPprom: diámetro medio ponderado
Dom: Dominancia
EE: Estabilidad estructural
Eqtd: Equitatividad
Factor C: Factor de uso y manejo
Factor K: Erodabilidad del suelo

Factor LS: Factor de pendiente (longitud y gradiente)

Factor P: Factor de prácticas sostenidas

Factor R: Erosividad de la lluvia

fPAR: fracción de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación

GlifoAgua: Concentración de glifosato en el agua

H: Humedad volumétrica

HDF: Hidrofobicidad

Ib: Infiltración básica

LSD: Diferencias mínimas significativas

MAX: Máximo NDVI intraanual

MIN: Mínimo NDVI intraanual

MOP: Materia orgánica particulada

MOT: Materia orgánica total

NDVI: índice verde normalizado

NDVI_I: integral anual del ndvi

NMDS: Escalamiento multidimensional no métrico

P1: Pretratamiento 1

P2: Pretratamiento 2

P3: Pretratamiento 3

PAgua: Concentración de fósforo en el agua

PBt: Profundidad al horizonte argílico

PExt: Fósforo extractable

PPNA: Productividad primaria neta aérea

Prs_Ag: Porosidad de agregados

PSed: Producción de sedimentos

PSI: Porcentaje de sodio intercambiable

RFAA: Radiación fotosintéticamente activa absorbida

Riq: Riqueza

SDR: Sediment delivery ratio

UPGMA: Método de grupos no ponderados usando la media aritmética (“unweighted pair group method using arithmetical averages”)

USLE: Ecuación universal de la pérdida de suelo

WDPT: water drop penetration time (tiempo de penetración del agua en los agregados/
repelencia al agua)

RESUMEN

En las últimas décadas, la superficie agrícola de la región pampeana aumentó, ocupando en algunos casos tierras frágiles. En una cuenca característica de la Pampa Ondulada, se analizó el efecto del avance de la agricultura en tierras con características hidro-halomórficas ubicadas en sectores deprimidos. Mediante SIG, teledetección y la USLE se clasificó la superficie agrícola y su avance dentro de la cuenca entre los años 1987 y 2015, estimando los cambios ocurridos en la tasa de erosión hídrica y la producción de sedimentos. Se trabajó en un área piloto ubicada en el plano aluvial de la cuenca, sobre sitios ganaderos (pastizal) y recientemente convertidos a la agricultura. Se evaluaron cambios en las propiedades físicas, químicas y biológicas edáficas ocurridas debido al reemplazo del pastizal por cultivos, y se realizaron simulaciones de lluvia para contrastar el volumen y la calidad del escurrimiento entre ambos usos, haciendo hincapié en la salida de contaminantes físicos (sedimentos) y químicos (fósforo, glifosato y AMPA). Como consecuencia del trabajo en el área piloto, se seleccionaron algunas variables sensibles al cambio de uso de la tierra, las que fueron utilizadas como indicadores del estado de degradación en otras situaciones similares correspondientes al plano aluvial de la cuenca. Durante el periodo 1987-2015, la agricultura avanzó sobre el 26% del área total de la cuenca. Como consecuencia, la erosión hídrica estimada aumentó de 3,6 a 4,4 t ha⁻¹año⁻¹, mientras que la producción de sedimentos se incrementó en casi 22.000 t año⁻¹. Con el avance de la agricultura sobre el plano aluvial de la cuenca, el carbono orgánico total y la estabilidad estructural disminuyeron significativamente, al igual que la biodiversidad microbiana. La densidad aparente aumentó. Las simulaciones de lluvia mostraron mayores contribuciones de sedimentos y glifosato al agua del escurrimiento, debido al cambio de uso de la tierra. Sin embargo, no se detectó AMPA en el agua de escurrimiento ni mayores niveles de fósforo en el agua de escurrimiento proveniente de lotes agrícolas. No se verificaron cambios en el volumen de escurrimiento, pero sí en su calidad, con un aumento significativo en el aporte potencial de sedimentos y glifosato al agua del Arroyo.

Palabras clave

Degradación, erosión hídrica, contaminación, uso de la tierra, pastizal, reemplazo de vegetación, USLE

ABSTRACT

In the last decades, the agricultural area in the Pampas increased, sometimes occupying fragile lands. In a characteristic basin of the Rolling Pampas, we assessed the effect of agriculture expansion in hydrohalomorphic lowlands. We used GIS, remote sensing and USLE (Universal Soil Loss Equation) to measure the increment of the surface devoted to annual cropping between 1987 and 2015 and to estimate its effect on water erosion and sediment yield. We worked on a pilot site located on the alluvial plane of Tala stream, which changed its land use from livestock sites to grain production systems. We assessed changes in physical, chemical and biological soil properties compared to a control plot. With rainfall simulations, we studied runoff and its quality, emphasizing on physical (sediments) and chemical (phosphorus, glyphosate and AMPA) aspects. Then, we selected some soil properties that were sensitive to land use change, and used them as indicators of the state of degradation of other similar situations corresponding to the alluvial plain of the basin. During the period 1987-2015, annual crops production expanded over 26% of the total area of the basin. Water erosion estimates increased from 3.6 to 4.4 t ha⁻¹ yr⁻¹, while sediment production increased by almost 22,000 t yr⁻¹. Soil organic carbon, aggregate stability and microbial biodiversity decreased significantly because of the agricultural expansion. Bulk density increased. Rainfall simulation experiments showed that contribution of sediments and glyphosate to the stream water increased because of the land use change. However, we did not detect AMPA in runoff water and the phosphorus levels did not show significant differences between crops and grassland plots. There were no changes in runoff volume, but its quality decreased. This change may affect the quality of the water stream, because of a potential contribution of sediments and glyphosate.

Key words:

Degradation, water erosion, pollution, land use, grassland, vegetation change, USLE

CAPITULO 1:

Introducción general

1.1 Introducción

1.1.1 Problemas ambientales asociados al avance de la frontera agrícola

En las últimas décadas, la tasa de expansión de la superficie agrícola en la Argentina se incrementó considerablemente, impulsada tanto por factores económicos como técnicos (Baldi y Paruelo, 2008). La generalización de la siembra directa y el desarrollo de cultivos transgénicos permitieron una expansión de la frontera agrícola, con el consiguiente corrimiento de la actividad ganadera hacia zonas marginales o ambientes confinados (Vazquez y Zulaica, 2010). Estos factores, sumados al cambio en los patrones de consumo de algunos países influyentes en el mercado mundial, fomentó que la actividad agrícola se expandiera, avanzando tanto sobre zonas semiáridas de bosques secos (Grau et al., 2005) como también dentro de la Región Pampeana, donde ocurrió un desplazamiento de la ganadería extensiva que predominaba en tierras de baja aptitud agrícola (Casas, 2001; Paruelo et al., 2005; Satorre, 2005). En particular, en la Pampa Ondulada, se reportó el avance de la frontera agrícola a los planos aluviales de distintos cursos de agua (Kraemer et al., 2013a).

Este avance de la agricultura sobre nuevas áreas es un problema complejo, ya que, si bien esta actividad provee de elementos fundamentales para la vida humana, al mismo tiempo influye sobre el clima, los ciclos del agua, carbono y nitrógeno en la biósfera, las emisiones de gases con efecto invernadero, la erosión, la biodiversidad y las propiedades edáficas (Casas, 2001; Paruelo et al., 2005; Viglizzo et al., 2010). Particularmente, la calidad de los suelos de diversas áreas de nuestro planeta declinó significativamente cuando sistemas pastoriles o forestales fueron reemplazados por sistemas agrícolas (Lal et al., 1998). Este proceso, agravado por el manejo inadecuado de las tierras, ha conducido al deterioro de la estructura del suelo y pérdida de materia orgánica, con una marcada disminución en la fertilidad física, química y biológica de los suelos (Salinas-García et al., 1997; Ferreras et al., 2007).

A pesar de que la Pampa Ondulada es la región de mayor historia de uso agrícola de nuestro país, el avance de esta actividad sobre sectores deprimidos es un proceso que se

intensificó en las últimas décadas. La información disponible acerca de las consecuencias que el cambio del uso de la tierra sobre los suelos ubicados en estos sectores del paisaje, que son frágiles dado su elevado contenido de limo, la influencia del sodio sobre su estructuración, su ubicación en el paisaje y su drenaje imperfecto, no se encuentra suficientemente estudiada. Tampoco se ha estudiado en profundidad cómo dicha modificación puede afectar el volumen de los escurrimientos superficiales y su calidad. Teniendo en cuenta la proximidad de estas tierras a ríos o arroyos, dicho cambio en el uso puede tener influencia sobre la calidad de los cursos de agua superficiales.

1.1.2 Planificación del uso de la tierra y ordenamiento del territorio

El desarrollo económico y social depende en gran medida de sistemas productivos basados en la apropiación de recursos y servicios que ofrecen los sistemas naturales (Maass, 2005). Los recursos como el agua y el suelo son fundamentales en la provisión de bienes y servicios ecosistémicos. En ese sentido, es necesario planificar los sistemas productivos de forma racional, teniendo en cuenta la complejidad de los sistemas y la dependencia de la sociedad para con los recursos naturales (Leitão y Ahern, 2002).

Si bien la naturaleza se emplaza de manera continua en el espacio, las cuencas hidrográficas son unidades de gestión adecuadas para planificar el uso sostenible de las actividades productivas en paisajes fluviales. Es necesario optimizar la distribución de usos de la tierra en un espacio limitado como es la cuenca, considerando la multidimensión asociada a la sustentabilidad: economía, ambiente y sociedad (van Lier, 1998). En un enfoque de manejo integrado de cuencas hidrográficas, las actividades productivas deben planificarse apoyadas en instrumentos socio-económicos, culturales, productivos, hidrológicos y viales, articulados por una política definida por la autoridad gubernamental local, y consensuada por los actores involucrados (Montico, 2002).

Algunas limitaciones a la planificación y manejo integrado de cuencas hidrográficas están asociadas a que, en muchos casos, los intereses públicos no son compatibles con los privados, y aquellos que gestionan el uso del territorio no necesariamente son los usuarios de los bienes y servicios deteriorados (o son, pero lo desconocen) (Montico, 2002; Paruelo et al., 2015). Por otro lado, a menudo los límites políticos y prediales difieren de los de la

cuenca, entorpeciendo la planificación integrada (Montico, 2002). Inclusive, en algunos casos, los servicios deteriorados exceden los límites de la cuenca y tienen alcance regional o incluso global. Todas estas dificultades, asociadas a la gran cantidad de actores involucrados y a la integración de procesos de distintas escalas espacio-temporales, hacen que el ordenamiento del territorio sea una actividad sumamente compleja. La dificultad para conciliar el desarrollo individual y colectivo actual con la sustentabilidad en el largo plazo, sumado a la intangibilidad de muchos de los servicios que provee la naturaleza, dificulta la toma de decisiones tendientes a una gestión integrada de las cuencas.

En ese contexto, el avance de la agricultura sobre tierras hidro-halomórficas frágiles aparece como una problemática de elevada complejidad. Por un lado, las condiciones de rentabilidad hicieron que fuese atractivo cultivar estas tierras para los productores, lo cual tiene asociados varios aspectos positivos, principalmente económicos, para el productor, la cadena de comercialización y servicios, e inclusive para la sociedad. Por otro lado, la fragilidad de estas tierras hace que el riesgo de que ocurran procesos de degradación sea alto, comprometiendo la calidad de estas tierras y su capacidad de proveer servicios de interés humano.

Las planicies de inundación de los ríos son recursos estratégicos. Estos sectores, son relevantes no solamente por su elevada diversidad biológica, sino que también por su rol en el control de la dinámica hidrológica y el transporte de sedimentos (Tockner y Stanford, 2002). A su vez, Ongley (1997) señala que el transporte de sedimentos a cursos de agua es considerado como la principal fuente difusa de contaminación de cuerpos de agua superficiales. Por lo tanto, resulta conveniente establecer estrategias que favorezcan el desarrollo de la vegetación de los sectores bajos aledaños a los cursos de agua, con el propósito de evitar perjuicios sobre los recursos hídricos y su biodiversidad, sin perder mucha área cultivable. En tal sentido, y en el marco de una planificación racional del uso de la tierra a nivel de cuenca, el establecimiento de franjas con vegetación perenne en los sectores bajos, constituye una posible alternativa para reducir la emisión de sedimentos y contaminantes a los cursos de agua, al actuar dicha vegetación como verdaderos filtros a la exportación de sedimentos y contaminantes (Helmets et al., 2012).

1.1.3 Degradación de tierras en paisajes fluviales

La degradación produce una declinación en la calidad del suelo y su capacidad para desarrollar funciones de interés humano (Lal y Shukla, 2004). La ocurrencia de procesos de degradación depende, en primera instancia, de la fragilidad del recurso, la cual está asociada a las características propias del suelo, su ubicación en el paisaje y las condiciones climáticas a las que está expuesto. La actividad antrópica puede hacer que dicha fragilidad se manifieste, favoreciendo la ocurrencia de procesos degradatorios (Lal y Stewart 1990; Lal, 1993). Estos procesos, tienen consecuencias “in situ”, afectando tanto la calidad del suelo, como su funcionamiento y productividad, y “ex situ”, con consecuencias desfavorables a nivel ambiental, económico o incluso sanitario.

La planificación del uso de la tierra debería definirse de acuerdo a su capacidad de uso (Soil Survey Staff, 1993). Sin embargo, existen tierras cuyo uso actual no es el más apropiado de acuerdo a su fragilidad, en cuyo caso se favorece la ocurrencia de procesos de degradación (Valle Junior et al., 2013). En paisajes fluviales, el avance de la frontera agrícola genera aumentos en los niveles de erosión hídrica (Ciampalini et al., 2012; Wijitkosum, 2012; Heckmann, 2014). Estos aumentos, podrían acentuarse en casos en los que dicho avance ocurriera sobre tierras que por su capacidad de uso no deberían ser sometidos a producción agrícola (Pacheco et al., 2014).

1.1.4 La Cuenca del Arroyo del Tala

El Arroyo del Tala se ubica en el sector NE de la provincia de Buenos Aires (Figura 1.1). Sus aguas son vertidas al Río Paraná a través del Río Baradero, conformado por la unión del Arroyo del Tala y el Río Arrecifes. Su cuenca abarca parcialmente los partidos de San Pedro, Ramallo, Arrecifes y Pergamino. Está ubicada en la ecorregión Pampa, Subregión de la Pampa Húmeda, Complejo de la Pampa Ondulada (Matteucci, 2012). La cuenca del Tala es representativa de dicho complejo, templada/húmeda, con procesos de erosión hídrica generalizados pese a que las pendientes son de gradiente bajo a moderado (0,5 a 3%) (Chagas et al., 1993; Santanatoglia et al., 1996).

Los suelos que ocupan las porciones topográficamente más elevadas de la cuenca son Argiudoles típicos y vérticos y sus fases por erosión, mientras que los sectores deprimidos, asociados al plano aluvial del arroyo, están ocupados por Natracuoles y Natracualfes típicos. Ackerman et al. (2000) y Santanatoglia et al. (2006) dividieron la cuenca en tres sectores, cada uno de los cuales presenta características geomorfológicas y usos de la tierra diferenciales. A su vez, el tercio superior presenta dos sectores: uno alto en el que predominan suelos Argiudoles vérticos y típicos de muy buenas características, con pendientes de bajo gradiente y poca fragilidad a la erosión hídrica. El otro, bajo y muy plano, donde predominan Natracualfes. El tercio medio de la cuenca también posee dos sectores distintos: uno más alto donde los suelos también son Argiudoles vérticos y típicos, aunque con pendientes mayores que en la cuenca superior (1-2%), por lo cual se encuentran en muchos casos fases por erosión. En los sectores más bajos del paisaje se encuentran suelos con problemas de exceso de agua y alcalinidad sódica, y en menor medida problemas de erosión hídrica. Sin embargo, estos suelos son algo mejor drenados y menos alcalinos que los de los sectores bajos de la cuenca superior, siendo su superficie de ocupación menor. Finalmente, el tercio inferior de la cuenca presenta pendientes del 3-5%, donde predominan suelos Argiudoles típicos en fases por erosión. El sector del plano aluvial, con suelos hidro-halomórficos que se encuentra en el borde del Río, es mucho menos importante que en el resto de la cuenca. Cerca de la desembocadura del Arroyo del Tala en el Río Baradero, hay una llanura baja pobre a muy pobremente drenada, en la que predominan suelos Natracualfes.

El uso de la tierra es predominantemente agrícola. La producción ganadera está ligada a zonas deprimidas, donde el drenaje deficiente dificulta la agricultura (Ackerman et al., 2000). Sin embargo, como se mencionó anteriormente, la frontera agrícola avanzó sobre el área deprimida, en desmedro de la ganadería de cría sobre vegetación de pastizal, actividad dominante en el área de influencia del arroyo (Kraemer et al., 2013a). Por el momento, las consecuencias de este cambio en el uso de la tierra no se encuentran estudiadas en profundidad. La fragilidad de estas tierras sugiere que el reemplazo de la vegetación de pastizal por cultivos anuales, puede generar procesos de degradación que afecten al suelo y a su capacidad de brindar servicios de interés antrópico.

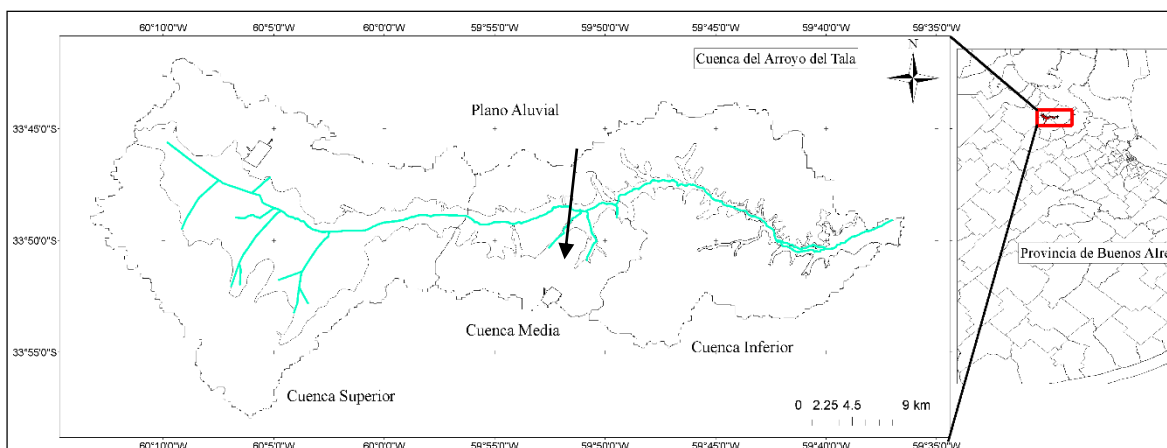


Figura 1.1. Cuenca del Arroyo del Tala y su ubicación dentro de la provincia de Buenos Aires. Incluye la delimitación de los tercios superior, medio e inferior de la cuenca y el área con suelos de características hidrohalomórficas de acuerdo al mapa de suelos de INTA (1996). Fuente: Propio a partir de datos obtenidos de IGN, INTA (1996) y Kraemer et al. (2013a).

1.1.5 El avance de la agricultura sobre suelos hidro-halomórficos en la cuenca del Arroyo del Tala

Si bien la Pampa Ondulada presenta una larga historia de explotación agrícola, y existe amplia bibliografía asociada a los procesos de degradación que ocurren en estas tierras, la mayoría de estos trabajos reportan resultados en suelos bien drenados de posiciones altas. En el caso de los suelos hidro-halomórficos, cuya historia agrícola es mucho más reciente, poco se conoce respecto al grado de alteración que produce la agricultura sobre su calidad. Los cambios que la producción agrícola introduce, no solamente en el suelo sino en la productividad de la vegetación y su estacionalidad, podrían tener consecuencias negativas sobre el suelo, su calidad física, química y biológica, y su capacidad de sostener niveles adecuados de provisión de servicios ecosistémicos. En ese sentido, si bien los suelos de la Pampa Ondulada son muy productivos, su fragilidad a sufrir procesos de degradación (especialmente degradación física y erosión) es muy importante, principalmente debido a que los mismos presentan elevado contenido de limo (Cosentino y Pecorari, 2002).

Por otra parte, la calidad del agua de escurrimiento también puede verse afectada por el avance de la agricultura, siendo esto especialmente relevante en tierras deprimidas, cercanas al arroyo. El reemplazo del pastizal por agricultura podría resultar en un aumento en los niveles erosivos, tanto por la ocurrencia de una alteración de la cobertura vegetal como por sus posibles consecuencias sobre las condiciones físicas del suelo y, en consecuencia, su

resistencia a la erosión. El potencial aumento en la exportación de contaminantes físicos (sedimentos) debido al aumento en los niveles de erosión, afectaría la calidad del agua de escurrimiento. También, por otro lado, el avance de la agricultura podría afectar la exportación de contaminantes químicos (nutrientes y plaguicidas). Dentro de los nutrientes se destaca el fósforo, debido a su capacidad de transportarse adsorbido a las partículas de suelo que se pierden por erosión. Dentro de los agroquímicos, debido a su importante utilización en los sistemas productivos actuales, se destaca el glifosato.

Kraemer et al. (2013a) mostraron que algunos lotes ubicados en el plano aluvial del Arroyo del Tala cambiaron su uso de ganadería a agricultura, reemplazando la vegetación nativa (pastizal) por cultivos anuales. Sin embargo, por el momento, no existen trabajos que estimen el reemplazo de pastizales por agricultura a escala de cuenca. Por otra parte, teniendo en cuenta que la Pampa Ondulada es tradicionalmente agrícola, es posible que las tierras sobre las que avanzó la agricultura en los últimos años sean marginales para dicha producción. Uno de los aspectos más importantes a estudiar es la fragilidad de las tierras a la erosión hídrica, principal proceso de degradación en la Pampa Ondulada. En ese sentido, y teniendo en cuenta que existen datos de suelos, topografía y clima disponibles, es posible estudiar la fragilidad de las tierras que se incorporaron a la agricultura, su aumento en los niveles de erosión y cómo este cambio de uso afectaría la contaminación del Arroyo del Tala con sedimentos.

1.2 Hipótesis y objetivos

Las **hipótesis** del trabajo son:

- El avance de la agricultura sobre los ambientes con características hidrohalomórficas estudiados genera en el mediano plazo efectos adversos sobre algunas propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos presentes
- El mencionado cambio en el uso de la tierra genera un aumento en la tasa de escurrimiento y en la exportación de algunos contaminantes físicos y químicos con potencialidad para incidir sobre la calidad de los cursos del Arroyo del Tala

En función de las hipótesis planteadas, se establecen los objetivos del presente trabajo:

El **objetivo general** del presente trabajo es: Cuantificar en el mediano plazo, la incidencia del reemplazo del pastizal por cultivos anuales, sobre algunas propiedades de los suelos presentes en el plano aluvial del Arroyo del Tala, así como su posible impacto sobre la calidad de sus aguas.

Los **objetivos generales** de cada capítulo son:

- Analizar el avance de la agricultura sobre tierras hidro-halomórficas de la cuenca del Arroyo del Tala mediante técnicas de teledetección, estimando su efecto sobre la erosión hídrica y la producción de sedimentos (Capítulo 2).

- Cuantificar en un área piloto representativa del plano aluvial de la cuenca del Arroyo del Tala, el efecto del avance de la agricultura sobre algunas propiedades físicas, químicas y biológicas edáficas, seleccionando algunas de ellas como indicadores de procesos de degradación (Capítulo 3).

- Validar en otros sitios del plano aluvial del Arroyo del Tala, el comportamiento de las propiedades edáficas seleccionadas en el área piloto, relacionando a su vez su valor con algunos índices obtenidos a través de la teledetección (Capítulo 4).

1.3 Organización de la Tesis

En el presente capítulo (capítulo 1) se presenta una introducción en la cual se establece el marco teórico que motiva la presente investigación, sus objetivos e hipótesis.

En el capítulo 2, se cuantificó el avance de la agricultura en la cuenca del Arroyo del Tala en las últimas tres décadas. Se comparó la dinámica intra e inter-anual del NDVI entre lotes agrícolas y otros que mantienen el pastizal bajo uso ganadero. Se relacionó la dinámica del NDVI con algunos aspectos asociados a la degradación de las tierras y la provisión de servicios ecosistémicos. Se estimó la fragilidad a la erosión hídrica de las tierras sobre las

que ocurrió el avance de la agricultura, su efecto sobre la erosión hídrica y sobre el aporte de sedimentos al Arroyo por motivo del cambio en el uso estudiado.

En el capítulo 3, se trabajó sobre un área piloto en la cuenca media del Arroyo (Est. Los Patricios – UBA). En suelos hidro-halomórficos del plano aluvial bajo actividad agrícola y ganadera, se compararon una serie de variables edáficas (físicas, químicas y biológicas). A través de simulaciones de lluvia se cuantificó la variación en la escorrentía y su calidad debido al avance de la agricultura. Se relacionó el escurrimiento y producción de sedimentos con distintas variables edáficas.

En el capítulo 4, y a partir de los resultados obtenidos en el capítulo 3, se utilizaron algunas variables edáficas que surgieron como indicadoras del estado de degradación de suelos hidro-halomórficos sobre los que avanzó la agricultura en los últimos años. A tal fin, y teniendo en cuenta la clasificación de uso de la tierra generada en el capítulo 2, se seleccionaron lotes agrícolas y ganaderos con vegetación de pastizal, ubicados de manera colindante (apareados) en el plano aluvial de la cuenca del Arroyo del Tala. Se intentó validar los resultados obtenidos en el capítulo 3. A su vez, las propiedades edáficas se relacionaron con algunos índices asociados a la historia agrícola y a la productividad, obtenidos a partir de sensoramiento remoto. Se estimó el escurrimiento y la producción de sedimentos, utilizando los modelos desarrollados en el área piloto.

Finalmente, en el capítulo 5, se presenta una síntesis de los resultados más relevantes de esta Tesis. Se discute su alcance y se identifican vacíos del conocimiento que motivarían futuras investigaciones.

CAPITULO 2:

Avance de la agricultura en la cuenca del Arroyo del Tala. Cambios
funcionales y degradación.

2.1 Introducción

2.1.1 El avance de la agricultura en la Pampa Ondulada: posibles implicancias

Los cambios en la cobertura y uso de la tierra son considerados los principales responsables de los impactos ambientales a escala global (Duarte, 2006). En particular, el reemplazo de vegetación nativa por agricultura provoca fuertes alteraciones en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas, poniendo en riesgo la provisión de muchos servicios ecosistémicos (Chapin et al., 2000; Foley et al., 2005). Aspectos importantes del funcionamiento del ecosistema tales como la protección del suelo, el ciclado de nutrientes y carbono, la regulación hidrológica y la purificación del agua pueden verse fuertemente afectados ante este reemplazo en la cobertura (Foley et al., 2005).

En la Pampa Ondulada, la superficie destinada a cultivos anuales pasó del 37% en la década del 50, al 57% en la década del 90 y al 70% en el 2000 (Viglizzo et al, 2010; Casas y Albarracín, 2015). En los últimos años, la producción de cultivos anuales avanzó inclusive sobre tierras bajas dedicadas a ganadería extensiva, ubicadas en los planos aluviales de arroyos, cuya aptitud para la agricultura es marginal y su fragilidad a la degradación es elevada (Kraemer et al., 2013a). Este es un problema muy importante, no sólo por el riesgo que implica la pérdida en la calidad de los suelos y su influencia sobre la capacidad de estos de sostener niveles razonables de producción, sino también por el posible impacto sobre el volumen y la calidad de los escurrimientos, los cuales, por su proximidad al arroyo, pueden afectar a dichas aguas.

2.1.2 Herramientas de teledetección para cuantificar el avance de la agricultura y evaluar su efecto sobre el funcionamiento del ecosistema

La teledetección es una herramienta que aporta información valiosa para la estimación de la superficie agrícola. Las imágenes generadas por sensores ubicados en satélites proveen datos cuantitativos y espacialmente continuos de superficies extensas, y por lo tanto permiten describir y monitorear los cambios en el uso de la tierra en grandes extensiones (Paruelo et al, 2006). La identificación de distintas coberturas vegetales se basa

en la energía electromagnética que reflejan (Paruelo et al., 2004a). La periodicidad en las imágenes facilita la realización de clasificaciones de uso de la tierra, debido a que dos coberturas distintas pueden tener características espectrales similares en algún momento, pero distintas en otro (Guerschman et al., 2003). En ese sentido, aprovechar la multitemporalidad de las imágenes satelitales aumenta la precisión de las clasificaciones resultantes (Guerschman et al., 2003; Müller et al., 2015).

El Índice Verde Normalizado (NDVI, por sus siglas en inglés) es un estimador lineal de la fracción de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación, principal control en las ganancias de carbono por parte de la vegetación (Monteith, 1981; Sellers et al., 1992). Disponer de imágenes satelitales de manera frecuente y regular a lo largo del año, permite realizar una curva de distribución anual del NDVI, a partir de la cual se derivan algunos atributos de interés ecológico útiles para caracterizar y monitorear el funcionamiento de los ecosistemas (Alcaraz-Segura et al., 2009; Paruelo, 2008). Evaluando la dinámica intraanual del NDVI en el uso agrícola respecto al pastizal (situación de referencia), podemos inferir cómo el aumento de la superficie agrícola afecta la productividad y estacionalidad del agrosistema, factores muy asociados a la provisión de bienes y servicios ecosistémicos tales como la protección del suelo, la regulación de gases y del clima, la regulación hidrológica, el ciclado de nutrientes, la provisión de refugio de fauna y la producción de alimentos y materias primas (Viglizzo et al., 2011).

El seguimiento de los parámetros derivados de la curva estacional del NDVI a lo largo de varias campañas, permite determinar si existen tendencias temporales en el funcionamiento de los ecosistemas. En particular, disminuciones en aquellos parámetros de la curva de NDVI asociados a la productividad, podrían ser indicadores de la ocurrencia de procesos de degradación (Collado et al., 2002). Por otra parte, el monitoreo de los atributos anuales del NDVI nos permite identificar cómo los cambios en el manejo influyen sobre el funcionamiento de los ecosistemas (Alcaraz-Segura et al., 2009; Roldán et al., 2010).

2.1.3 Estimación del efecto del avance de la agricultura sobre la producción de sedimentos en la cuenca del Arroyo del Tala

Casi un cuarto de la superficie de nuestro país sufre procesos de erosión hídrica (Casas y Albarracín, 2015). Particularmente, existe elevada preocupación por la ocurrencia de procesos de erosión hídrica generalizados en la Pampa Ondulada, pese a la presencia de pendientes suaves ($<3\%$) y a que el sistema de labranza más utilizado es la siembra directa (Chagas et.al., 2014). Las tasas de erosión superan en algunos casos la tolerancia (Buján et al., 2003), con consecuencias sobre el rendimiento de los cultivos (Irurtia, 1995; Maggi et al., 2016) y la calidad del agua de escurrimiento (Chagas et al., 1999, Chagas et al., 2010).

La cobertura vegetal es el principal determinante de la tasa de erosión sobre el cual puede influir el manejo agropecuario. El tipo de vegetación, su cobertura a lo largo del año y el sistema de labranza determinan su capacidad de proteger al suelo del efecto erosivo del agua. Es por ello que se presume que el avance de la agricultura, que representa un cambio en la cobertura y su distribución a lo largo del año, puede tener consecuencias sobre la tasa de pérdida de suelo por erosión, y como consecuencia sobre el volumen de sedimentos que alcanzan los cuerpos de agua locales.

La ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE por *Universal Soil Loss Equation*) (Wischmeier y Smith, 1978) es un método empírico de estimación de la erosión hídrica. Es el más utilizado para predecir la tasa de pérdida de suelo por erosión hídrica, frecuentemente adoptado para apoyar la toma de decisiones de planificación asociadas al uso y manejo de suelos. Este modelo comprende cinco factores cuyo producto permite predecir la magnitud del proceso, en toneladas de suelo por hectárea y por año. Tres de estos términos determinan la erosión potencial, equivalente a la fragilidad del sistema a sufrir erosión. Estos son: la erosividad de las lluvias, la erodabilidad del suelo y el gradiente y longitud de la pendiente. Los otros dos factores, relacionados con la intervención antrópica en el sistema a través de las actividades productivas, son el factor de cobertura y manejo y el de prácticas sosten para el control de la erosión.

Esta ecuación fue desarrollada de manera empírica, a partir de una gran cantidad de datos recolectados en parcelas de escurrimiento en el este de los Estados Unidos (Wischmeier y Smith, 1978). Sin embargo, muchos trabajos presentan estimaciones de la erosión utilizando este modelo a escalas distintas a la de parcela, e incluso en regiones cuyas características edáficas, climáticas y fisiográficas difieren a las condiciones en las que fue

desarrollada la ecuación. La USLE fue utilizada tanto en pequeñas microcuencas como en grandes cuencas, países enteros o incluso continentes (Vrieling, 2006). Debido a su sencillez, y a la dificultad para estudiar y predecir los procesos erosivos a escala local, este modelo ha sido ampliamente adoptado para planificar el uso de la tierra en distintas partes del mundo.

En base a los elementos antes señalados, se establecieron los siguientes objetivos:

2.1.4 Objetivos

El **objetivo general** de este capítulo es: Analizar el avance de la agricultura sobre tierras hidro-halomórficas de la cuenca del Arroyo del Tala mediante técnicas de teledetección, estimando su efecto sobre la erosión hídrica y la producción de sedimentos.

Los **objetivos específicos** son:

- 1) Cuantificar la superficie actual de la cuenca del Arroyo del Tala destinada a la agricultura, con énfasis en el avance de dicha actividad sobre tierras hidro-halomórficas.
- 2) Comparar en el mediano plazo, la dinámica intra e interanual del NDVI, entre lotes bajo producción agrícola y ganadera correspondientes a dicha cuenca
- 3) Estimar el efecto del avance de la agricultura en el mediano plazo, sobre la erosión hídrica y la producción de sedimentos en la cuenca del Arroyo del Tala.

2.1.5 Estructura del capítulo

Para cumplir con el objetivo 1, se realizó un análisis del área agrícola en la cuenca del Arroyo del Tala para 4 campañas comprendidas entre 1987 y 2015, utilizando herramientas de teledetección. Como consecuencia se obtuvo un *mapa sintético*, el que resume el uso de la tierra para dicho periodo. Se analizó cómo fue el avance de la producción de cultivos en cada tercio de la cuenca, diferenciando en dicho análisis los sectores altos (con suelos de mayor aptitud agrícola) del plano aluvial, dominado por suelos hidrohalomórficos de aptitud principalmente ganadera.

Para el objetivo 2 se analizó la dinámica intra e interanual del NDVI en lotes agrícolas y ganaderos elegidos al azar del *mapa sintético* realizado previamente. A través del análisis de la dinámica anual del NDVI, se determinaron las diferencias funcionales entre ambos usos (cultivos anuales vs praderas/campo natural), y sus posibles implicancias para la conservación del suelo y otros servicios ecosistémicos. Se evaluaron las tendencias en los cambios de la dinámica estacional del NDVI desde el 2000 al 2017, sus posibles causas y consecuencias.

Para cumplir con el objetivo 3, se elaboró un mapa de erosión potencial de la cuenca del Arroyo del Tala. Se estimó el cambio en la tasa de erosión hídrica y en la producción de sedimentos, atribuible al aumento en el área agrícola registrado en el *mapa sintético* para el periodo comprendido entre 1987/88 y 2014/15.

2.2 Materiales y Métodos

2.2.1 Objetivo 1. Cuantificación del avance de la agricultura y su distribución espacial en la cuenca del Arroyo del Tala para las tres últimas décadas

Se realizó un análisis de los principales usos de la tierra para el periodo comprendido entre 1987 y 2015, en el cual se presume que ocurrieron cambios significativos en la superficie destinada a las producciones agrícola y ganadera. Debido a la disponibilidad de un registro histórico de imágenes de características similares para ese periodo, se trabajó sobre escenas de los sensores TM y OLI provenientes de las plataformas LandSat 5 y 8 (path row: 226-83). Las campañas incluidas en el análisis fueron seleccionadas por su disponibilidad de imágenes distribuidas a lo largo del año: 1987/88 (7 escenas), 1992/93 (7 escenas), 2006/07 (7 escenas) y 2014/15 (6 escenas). Las fechas de las imágenes utilizadas se muestran en el Anexo I.

Se utilizó un producto de Reflectancia de Superficie de la web EarthExplorer, perteneciente al Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS). Este producto incluye correcciones geométricas, radiométricas y atmosféricas (más especificaciones del producto: https://landsat.usgs.gov/sites/default/files/documents/lasrc_product_guide.pdf).

Se calculó el NDVI para cada escena a través de la fórmula: $(IRc-R)/(IRc+R)$; donde IRc es la banda correspondiente a la porción del infrarrojo cercano en el espectro electromagnético y R la del rojo. Se realizó una pila de capas para cada campaña con los valores de NDVI de cada fecha. Luego, se calculó el desvío estándar del NDVI para cada campaña, el cual fue utilizado para realizar la clasificación. Aquellos píxeles bajo agricultura presentan mayor desvío estándar, por lo cual se pudo establecer un umbral de desvío estándar a partir del cual se consideró que los píxeles estaban bajo agricultura. En primer lugar, se realizó la clasificación para la campaña 2014/15, utilizando este criterio de umbral de desvío estándar. Se validó esta metodología con 16 lotes agrícolas y ganaderos relevados a campo durante esa campaña, arrojando un valor de eficiencia muy satisfactorio (95%). Luego se replicó la misma metodología para las campañas previas, en las que no se contaba con verdad de terreno. Los valores de desvío estándar utilizados como umbral se definieron para cada campaña a partir de la observación de histogramas y los valores de NDVI para cada fecha. Los umbrales utilizados se encuentran especificados en el Anexo 2.1.

Una vez realizada la clasificación de los píxeles correspondientes a agricultura en cada una de las cuatro campañas, se procedió a realizar un *mapa sintético de uso de la tierra* para el periodo bajo estudio. Para ello se clasificaron los píxeles en las 5 categorías que se detallan a continuación, en función de su clase en cada campaña: i) Agricultura continua: clasificados como agricultura en las 4 fechas, ii) Agricultura en rotación: al menos en una campaña no fueron clasificados como agricultura, iii) Avance agricultura: no fueron clasificados como agricultura en la(s) primera(s) campaña(s) y se mantuvieron como agrícolas una vez que fueron clasificados como tales, iv) ganadería: no fueron clasificados como agricultura en ninguna de las 4 fechas y v) urbano: delimitada manualmente a partir de imágenes de alta resolución disponibles en Google Earth. Luego se realizó un filtro de mediana (3x3) para obtener el producto final.

Para cuantificar el avance de la agricultura sobre el plano aluvial, se identificaron en el mapa de suelos de INTA 1:50.000 las unidades cartográficas que, por ubicación y características, pertenecían a este sector de paisaje. Las unidades cartográficas seleccionadas se caracterizan por poseer suelos con algún grado de hidro-halomorfismo y estar ubicadas en sectores bajos, próximos al arroyo. A partir de estas unidades cartográficas se generó un

polígono que fue identificado como plano aluvial o sector hidro-halomórfico. En el Anexo I se mencionan y describen brevemente las unidades cartográficas que integran este sector.

2.2.2 Objetivo 2. Comparación de la dinámica intra e interanual del NDVI entre lotes bajo producción agrícola y ganadera para el periodo 2000-2017

Se utilizó el producto MOD13Q del sensor MODIS (ORNL DAAC, 2017), ubicado en el satélite Terra. A diferencia de las imágenes LandSat utilizadas en el punto anterior, este producto tiene un registro histórico menos extenso (desde febrero del 2000 a la actualidad), pero con una resolución espacial y temporal muy adecuada para este tipo de análisis. MOD13Q1 es un compuesto de 16 días de intervalo de 250 m de resolución espacial, obtenido a partir de las bandas rojo (B1: 620-670 nm) e infrarrojo cercano (B2: 841-876 nm) de MODIS. Está georreferenciado y corregido atmosféricamente, e incluye un registro de la fiabilidad del dato de acuerdo a las condiciones atmosféricas en las que fue adquirido.

Se seleccionaron de manera aleatoria, de acuerdo a las categorías identificadas en el *mapa sintético de uso de la tierra*, lotes de las categorías “agricultura continua”, “ganadería” y “avance agricultura”. Para cada lote seleccionado, se delimitó un polígono identificando sus límites. Para cada uno de ellos, se obtuvieron todos los píxeles puros (enteramente ubicados dentro del lote) del producto MOD13Q1 de MODIS, utilizando la plataforma Google Earth Engine (Gorelick, 2013). Se obtuvieron datos de 28 lotes en agricultura continua (198 píxeles), 22 en ganadería (197 píxeles) y 33 en avance de agricultura (188 píxeles). Para cada fecha, se promediaron los valores de NDVI de todos los píxeles ubicados dentro de cada lote. De este proceso, se obtuvo una base de datos con valores de NDVI cada 16 días desde julio del 2000 hasta junio del 2017, para cada uno de los lotes mencionados anteriormente.

A partir de esa base de datos, se derivaron distintos atributos de la curva estacional de NDVI para las campañas comprendidas entre 2000-2001 y 2016-2017, inclusive. Los atributos son: la media anual (NDVI-I), el coeficiente de variación (CV), el NDVI mínimo anual (MIN) y el máximo (MAX). Para algunos de esos atributos, se evaluaron las diferencias entre tratamientos utilizando una prueba t de Student. Para contrastar los datos obtenidos a través de sensores remotos, se utilizaron estimaciones de superficie sembrada y rendimiento

para los principales cultivos en la zona: trigo, maíz y soja obtenidos de la plataforma de datos abiertos del Ministerio de Agroindustria (<https://www.agroindustria.gob.ar/datosagroindustriales/>). Se utilizaron las estimaciones agrícolas correspondientes a los partidos que integran parcialmente la cuenca del Arroyo del Tala, para el periodo 2000-2016. La existencia de tendencias interanuales al aumento o disminución en los valores de los atributos de la curva estacional de NDVI fue evaluada utilizando el test de Mann-Kendall, test no paramétrico utilizado en trabajos similares debido a que es robusto ante la autocorrelación temporal y la falta de normalidad en los datos (Alcaraz-Segura et al., 2009),

2.2.3 Objetivo 3. Estimación de la erosión hídrica en la cuenca del Arroyo del Tala para las campañas 1987/88 y 2014/15

Para predecir la pérdida de suelo por erosión hídrica se utilizó la USLE (Ecuación 1):

$$A = R K L S C P \quad (1)$$

Donde A es la pérdida de suelo estimada ($t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), R es la erosividad de las lluvias ($Mj \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$), K es la erodabilidad del suelo [$(t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}) (Mj \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1})^{-1}$], LS es un factor topográfico, C es un factor de cobertura y manejo y P es un factor de prácticas sostenibles.

Utilizando la USLE, se generó un mapa de **erosión potencial** para la cuenca del Arroyo del Tala. Este mapa se obtuvo a través del producto de los primeros tres factores de la ecuación (R, K y LS) y es una medida de la fragilidad de las tierras a sufrir el proceso de erosión hídrica. El factor LS fue obtenido a partir de un Modelo Digital de Elevación (Kraemer et al., 2013a), utilizando la ecuación propuesta por Wischmeier y Smith (1978) (Ecuación 2).

$$factor \text{ LS} = \left(\frac{L}{22,13} \right)^m (0,006541 S^2 + 0,0045 S + 0,0065) \quad (2)$$

Donde L es la longitud de la pendiente, S es el gradiente y m es un coeficiente que varía entre 0,2 y 0,5 según la pendiente.

El factor K fue estimado utilizando el nomograma de Arnoldus (1977), a partir de algunas propiedades edáficas obtenidas del mapa de suelos de INTA a escala 1:50.000. Se calculó el K para cada serie del mapa de suelos. Para obtener el K de las unidades cartográficas, se realizó un promedio ponderado de los valores de K teniendo en cuenta la proporción en superficie de cada una de las series que integran cada unidad. Se utilizó un factor R uniforme para toda la cuenca, de 5200 Mj mm ha⁻¹ h⁻¹, calculado para esta cuenca a partir del análisis de datos pluviográficos en el periodo 2001-2013 (Kraemer et al., 2018). El mapa de erosión potencial resultante cuenta con una resolución de 30 metros.

Para estimar la **erosión actual**, se multiplicó la erosión potencial por los factores C y P. El C fue obtenido a partir de una ecuación que relaciona el factor C con el NDVI obtenido de sensores remotos (Van der Knijff et al., 1999) (Ecuación 3):

$$factor\ C = \exp \left[-\alpha \times \left(\frac{NDVI}{\beta - NDVI} \right) \right] \quad (3)$$

De acuerdo a la bibliografía disponible para otros sitios, se utilizó un valor α de 2 y β de 1 (Vrieling, 2006; Prasannakumar et al., 2011; Parveen y Kumar, 2012), que permitió obtener valores de C razonables para nuestra región (Marelli et al., 2012 citado por Cisneros et al., 2012, Gvozdenovich et al., 2017). Se calculó el C promedio para cada uso de la tierra, en función de los píxeles seleccionados en el objetivo 2 (ver sección 2.2.2). Se obtuvo un C para cada uso de la tierra, para las campañas comprendidas entre 2000-2001 y 2016-2017, inclusive. Los valores de NDVI utilizados provienen de una serie del producto MOD13Q1 (ORNL DAAC, 2017) (ver sección anterior), el cual provee un dato cada 16 días.

El factor P fue considerado 1, suponiendo la ausencia de prácticas específicas para el control de la erosión hídrica.

Para estimar la cantidad de sedimentos que alcanzan el Arroyo del Tala, se utilizó el *Sediment Delivery Ratio* (SDR), que establece la relación entre la erosión hídrica actual y el rendimiento de sedimentos de una cuenca en un determinado periodo de tiempo. Para calcularlo, se utilizó una relación simple entre el SDR y el tamaño de la cuenca, propuesto por Vanoni (1975) a través del estudio de 200 cuencas del mundo (Ecuación 4).

$$SDR = 0,47\ Fi^{-0,125} \quad (4)$$

Donde F_i es el área de la cuenca en km^2 . La producción de sedimentos se estimó de manera individual para cada tercio de la cuenca. Para ello, en primer lugar, se calculó la producción de sedimentos en la cuenca superior. Para la cuenca media, la estimación se realizó integrando este sector y la cuenca superior. Luego, para obtener la salida de sedimentos que se le atribuye a la cuenca media, se le restó la estimación obtenida previamente para la cuenca superior. El mismo procedimiento se realizó con la cuenca inferior, para la cual se calculó la producción de sedimentos de toda la cuenca, y luego se le restó la adición de las estimaciones realizadas en los tercios superior y medio.

2.3 Resultados y discusión

2.3.1 Cuantificación del área agrícola en la cuenca del Arroyo del Tala

La agricultura es la actividad predominante en la cuenca del Arroyo del Tala, ocupando en la actualidad casi el 80% de la superficie total (Tabla 2.1). En el periodo bajo estudio, 20.991 hectáreas se incorporaron a la agricultura. Es decir, un promedio de casi 800 hectáreas por campaña (el 1% de la superficie de la cuenca).

En los suelos del plano aluvial, la actividad predominante es la ganadería (Tabla 2.1, Fig. 2.1). Sin embargo, la agricultura ocupa más de un 35% de su superficie. Teniendo en cuenta que los suelos que ocupan estos sectores presentan características hidro-halomórficas y escasa aptitud agrícola, este porcentaje resulta bastante elevado.

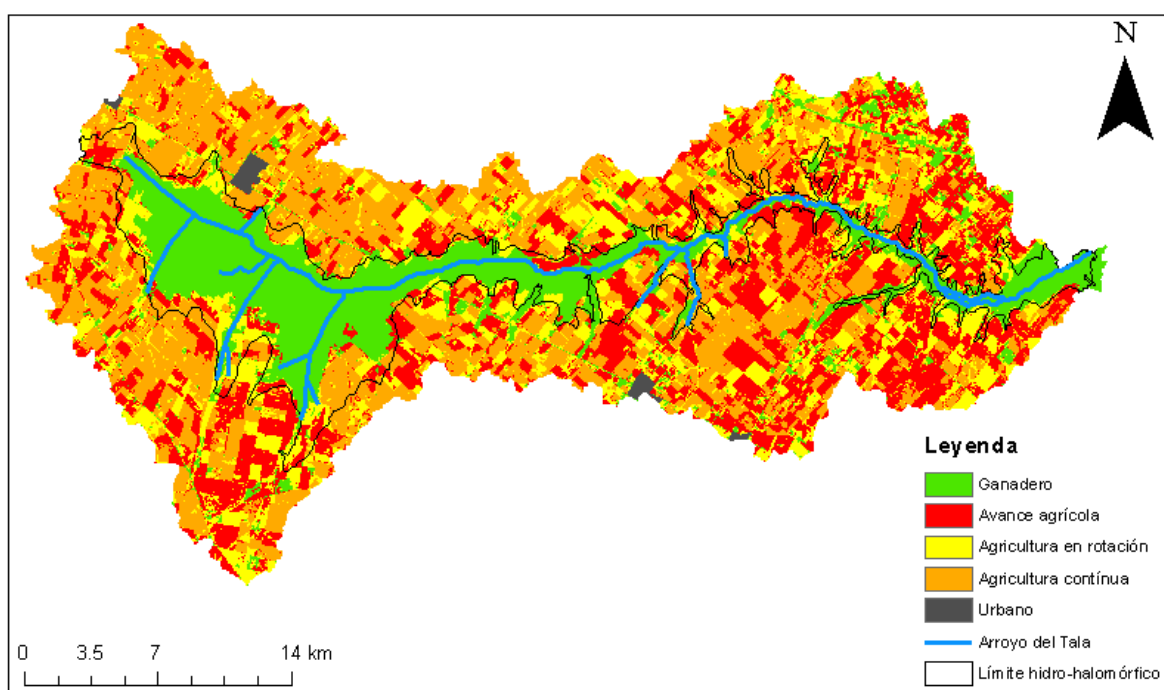


Figura 2.1. Mapa sintético de usos de la tierra en la cuenca del Arroyo del Tala (Provincia de Buenos Aires) para las campañas comprendidas entre 1987/88 y 2014/15.

Tabla 2.1. Superficie nominal y porcentual de cada una de las categorías del mapa sintético (Fig. 2.1). Plano aluvial: comprende aquellos suelos cuyas principales limitaciones para el uso agropecuario son el exceso de agua y la alcalinidad sódica. Para más detalles acerca del uso de la tierra en cada unidad cartográfica de la cuenca ver Anexo 2.2.

Uso de la tierra	Superficie (ha)		Porcentaje (%)	
	Cuenca Total	Plano aluvial	Cuenca Total	Plano aluvial
Ganadero	16.263	12.372	20,18%	63,53%
Avance Agrícola	20.991	2.281	26,05%	11,71%
Agricultura en rotación	16.586	2.825	20,58%	14,51%
Agricultura continua	26.334	1.997	32,68%	10,25%
Urbano	419	0	0,52%	0,00%
TOTAL	80.594	19.475	100%	100%

El tercio superior de la cuenca presenta menor incidencia de agricultura y mayor de ganadería respecto a los tercios medio e inferior (Tabla 2.2). Esta diferencia en la superficie destinada a cada uso de la tierra está asociada a las propias características geomorfológicas y edáficas que predominan en cada tercio de la cuenca. La cuenca superior presenta menores pendientes y baja capacidad de disipación de agua. En consecuencia, el movimiento del agua es lento y existe una importante área con suelos de drenaje pobre y problemas de halomorfismo. Alrededor del 25% de la superficie del tercio superior de la cuenca aún se encuentra bajo uso ganadero. Por su parte, los sectores medio e inferior de la cuenca, presentan mayor dinámica geomorfológica. Las pendientes poseen mayor gradiente y la densidad de vías de drenaje es más importante. Por lo tanto, la presencia de suelos hidrohalomórficos es menor (Massobrio et al., 1998). Si bien la dominancia de tierras de buena aptitud agrícola es mayor en los tercios medio e inferior, permitiendo una mayor incidencia de la actividad agrícola, la densidad de vías de drenaje y las mayores pendientes hacen que el riesgo de ocurrencia de erosión hídrica también sea más elevado.

En 1987/88, la superficie agrícola era mayor en la cuenca superior y disminuía hacia la cuenca inferior (Tabla 2.2). Actualmente, esos porcentajes son similares, debido a que la expansión del área agrícola desde 1987 a la actualidad siguió la tendencia contraria ($\Delta_{inferior} > \Delta_{media} > \Delta_{superior}$). En todos los casos, la agricultura en los sectores altos del paisaje supera el 90% del área total. Debido a la fragilidad a la erosión hídrica de los suelos ubicados

en la cuenca inferior, y en menor medida en la cuenca media (ver Fig. 2.6), este aumento de la superficie agrícola en dichos sectores podría representar un aumento en la pérdida de suelo. Esto será discutido en el punto 2.3.3.

En el plano aluvial, la superficie ocupada por agricultura también aumentó en el periodo bajo estudio (Tabla 2.2), aunque a una tasa algo menor a la registrada en los sectores altos. En la actualidad, la agricultura ocupa más de la mitad de la superficie del plano aluvial en la cuenca media, y más del 60% en la cuenca inferior, mientras que en 1987/88 dicha área no superaba el 35%. Las consecuencias de este cambio de uso sobre las propiedades de los suelos que ocupan estos sectores del paisaje y sobre su capacidad de exportación de contaminantes físicos (sedimentos) y químicos (nutrientes y agroquímicos) debe ser estudiada en profundidad, debido a la cercanía de estas tierras al Arroyo del Tala. Estos aspectos serán abordados en los capítulos 3 y 4 de la tesis.

Tabla 2.2. Porcentaje de la superficie ocupada por agricultura (incluye las categorías Agricultura continua, Avance de agricultura y Agricultura en rotación del *mapa sintético*). Plano aluvial: comprende aquellos suelos cuyas principales limitaciones para el uso agropecuario son el exceso de agua y la alcalinidad sódica. Los porcentajes indicados son respecto a la superficie total de cada tercio de la cuenca.

Superficie ocupada por agricultura (%)				
	Cuenca	1987/88	2014/15	Diferencia (Δ)
Sectores altos	Superior	71,53%	95,91%	24.38%
	Media	64,32%	92,56%	28.24%
	Inferior	51,68%	91,30%	39.61%
Plano aluvial	Superior	23,23%	31,99%	8.76%
	Media	31,40%	50,62%	19.22%
	Inferior	34,67%	60,53%	25.85%
TOTAL	Superior	56,12%	75,51%	19.39%
	Media	56,05%	82,02%	25.97%
	Inferior	50,49%	89,14%	38.65%

2.3.2 Dinámica intra e interanual del NDVI

El uso ganadero presenta mayor NDVI_I y menor CV_NDVI que el uso agrícola, mientras que no hay diferencias entre lotes recientemente incorporados a la agricultura y lotes con más antigüedad agrícola (Fig. 2.2). Debido a que la intercepción de la radiación es el

principal control de la ganancia de carbono (Monteith, 1981), estas diferencias en los descriptores de la dinámica anual del NDVI podrían asociarse a menor productividad mayor estacionalidad de la vegetación en los lotes agrícolas que en los de pastizal.

La dinámica intraanual del NDVI del uso agrícola es distinta a la del pastizal (Fig. 2.3). El pastizal presenta picos en otoño y primavera, aunque estos son poco marcados. En cambio, el uso agrícola presenta un único pico a fines de verano, con valores de NDVI muy elevados. El resto del año (abril a noviembre) el NDVI del uso agrícola se mantiene en valores bajos. Esta mayor variación a lo largo del año, explica que los valores de CV_NDVI sean significativamente mayores en el uso agrícola (Fig. 2.2b).

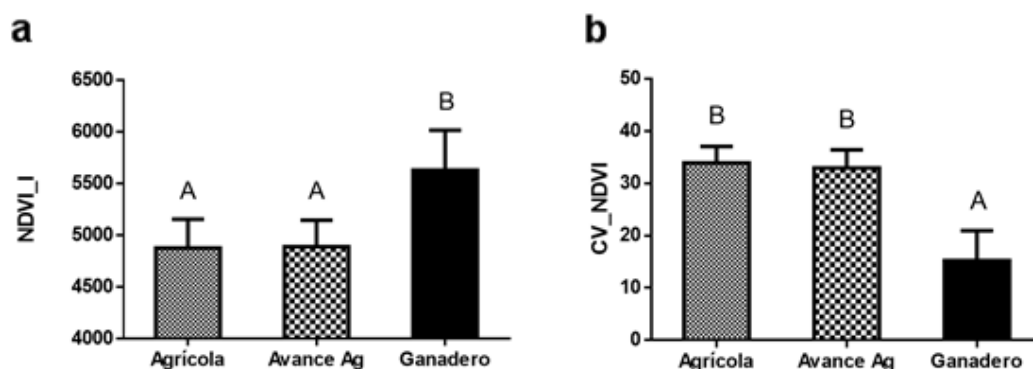


Figura 2.2. a) Promedio anual del NDVI (NDVI_I) y b) coeficiente de variación intra-anual del NDVI (CV_NDVI) de los tratamientos Agrícola, Avance Agricultura y Ganadero, para las campañas comprendidas en el periodo 2000-2001 y 2016-2017, inclusive. Las barras de error representan el desvío estándar.

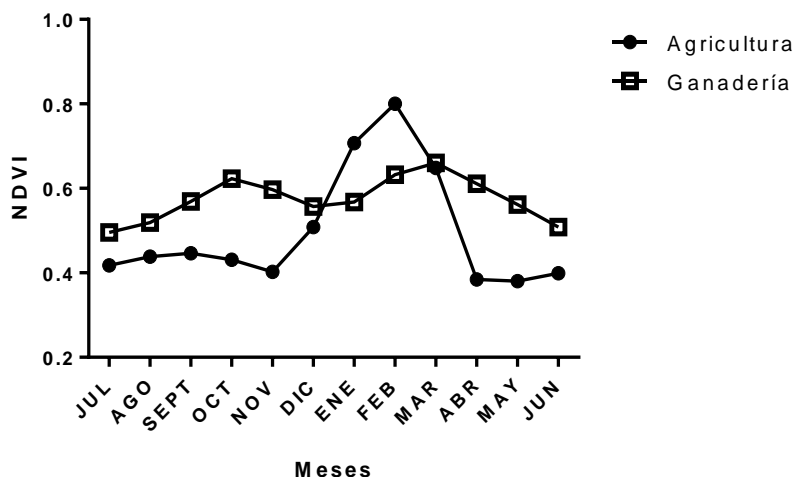


Figura 2.3. Dinámica intraanual del NDVI para lotes bajo agricultura continua y ganadería. Promedio mensual para las campañas comprendidas entre 2000-2001 y 2016-2017, inclusive.

El mayor NDVI_I de la vegetación de pastizal en lotes ganaderos (Fig. 2.2a) está asociada a un mejor aprovechamiento de los recursos a lo largo del año (especialmente radiación y agua) (Fig. 2.3). En el pastizal, la estructura de la vegetación es más compleja, y conviven especies de distintas comunidades, con hábitos y épocas de crecimiento diversas. Esto favorece, por un lado, la complementariedad en el uso de los recursos. Por otra parte, también aumenta la competencia. Mientras que la complementariedad de nichos puede explicar el mayor aprovechamiento de recursos y su distribución en la estación de crecimiento, la competencia podría explicar el hecho de que los picos máximos alcanzados de NDVI no sean demasiado elevados.

El uso agrícola, por su parte, presenta elevada estacionalidad. En los últimos años, las rotaciones en la región pampeana tendieron a simplificarse, con elevada proporción de la superficie con un único cultivo de verano por campaña (Pinto et al., 2017). Durante el ciclo del cultivo la productividad es elevada, y esto se manifiesta en los valores de NDVI registrados durante el verano (Fig. 2.3). Sin embargo, la generalización de las rotaciones de un único cultivo por año, lleva a que los lotes permanezcan la mayor parte del año en barbecho. Por ello, en la curva estacional, los valores de NDVI entre abril y noviembre resultan bajos.

Desde el 2000 en adelante, el uso agrícola presentó una tendencia a la disminución del NDVI_I y del MIN (mínimo NDVI anual), aunque con aumentos en el MAX (máximo NDVI anual) (Fig. 2.4a). En cambio, el uso ganadero no presentó tendencias significativas en ninguno de esos descriptores (Fig. 2.4b). Debido a que los cambios ocurrieron únicamente en el uso agrícola, los mismos pueden adjudicarse al uso de la tierra, y no a cuestiones climáticas o atmosféricas, que posiblemente hubiesen afectado a ambos usos en forma conjunta (Alcaraz-Segura et al., 2009).

En el periodo bajo estudio, algunos cambios en las rotaciones y en el manejo de los cultivos podrían explicar las alteraciones registradas en el uso agrícola. La superficie sembrada con cultivos de invierno disminuyó, mientras que la de cultivos de verano (especialmente soja) aumentó (Fig. 2.5 a, b y c). Es decir que en un porcentaje importante de la superficie de la región pampeana se realiza un único cultivo durante el verano, separado por largos barbechos (Pinto et al., 2017). Por otra parte, la implementación de la siembra tardía de cultivos de verano, cuyo ciclo es más corto, es una práctica con cada vez mayor difusión en la zona, debido al menor riesgo de estrés hídrico (Maddonni, 2012). Esto también aporta al alargamiento del periodo de descanso. La participación decreciente de los cultivos de invierno en las rotaciones puede explicar que los MIN registrados sean cada vez menores, mientras que la menor ocupación del lote, tanto por la menor presencia de trigo como por el acortamiento de los ciclos de los cultivos de verano, explicaría que el NDVI_I presente una tendencia negativa.

La tendencia al aumento de los MAX en el uso agrícola (Fig. 2.4 a) se asocia a mayores picos de productividad de los cultivos de verano. Esta mayor productividad, se refleja en los rendimientos observados (Fig. 2.5 d, e y f). En particular, el principal cultivo de verano (soja) presenta valores crecientes de rendimiento en los últimos años (Fig. 2.5 d). El elevado contenido hídrico en el perfil (más acumulación de agua por la ausencia de cultivos de invierno), sumado a factores tecnológicos como la mayor utilización de insumos, las mejoras en la genética utilizada, y el uso de ciclos más cortos (Maddonni, 2012; Satorre, 2012) son algunas de las causas que pueden explicar el aumento de la productividad de los cultivos de verano.

Si bien la tendencia negativa del NDVI_I podría estar asociada a procesos de degradación de tierras que se manifiesten en menor productividad (Collado et al., 2002), el hecho de que el MAX haya aumentado indica que la productividad de los cultivos no solamente no disminuyó en el periodo bajo estudio, sino que aumentó. En consecuencia, la disminución observada en el NDVI_I a lo largo del año no responde a una disminución del NDVI durante el ciclo del cultivo, sino al bajo aprovechamiento de la estación de crecimiento (baja proporción de días bajo cultivo respecto a la totalidad de la estación de crecimiento).

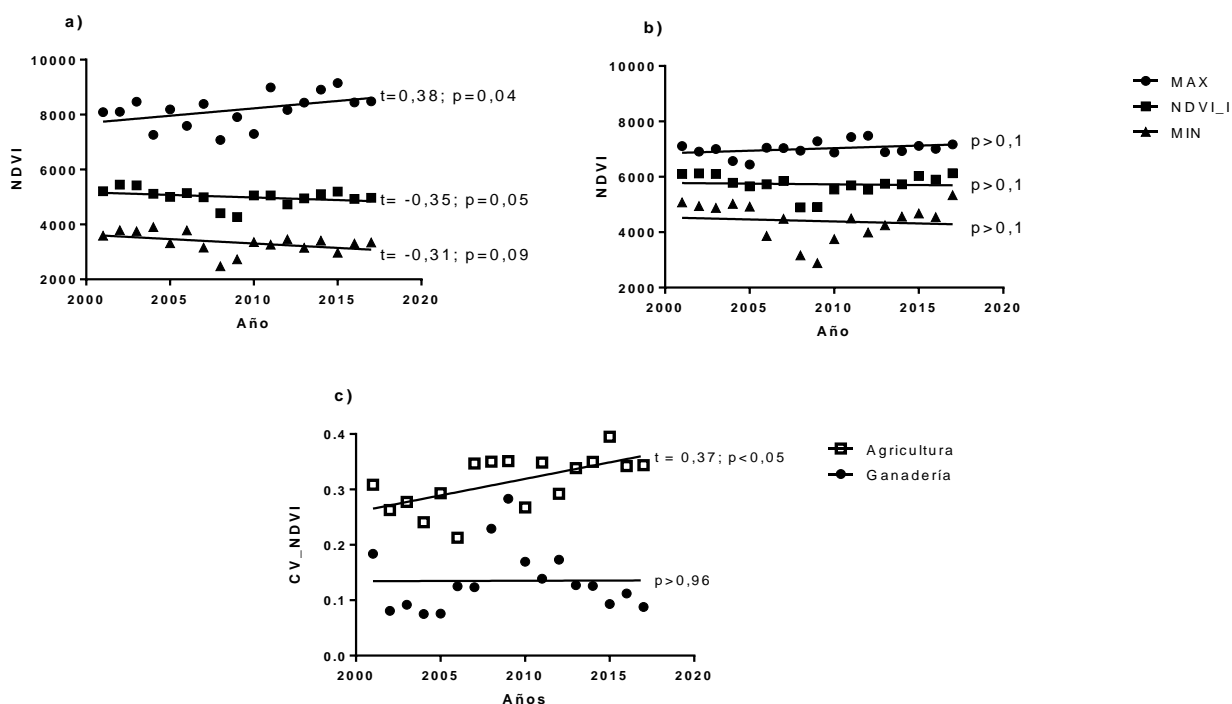


Figura 2.4. Tendencias temporales para algunos parámetros de la curva estacional de NDVI. NDVI_I, MIN y MAX bajo uso a) agrícola y b) ganadero. c) CV anual del NDVI para ambos usos. El periodo bajo análisis fue el comprendido entre las campañas 2000-2001 y 2016-2017. Se presenta el valor p de los análisis de Mann-Kendall. Cuando estos son significativos ($p<0,1$), se presenta el valor de estadístico τ de Mann-Kendall.

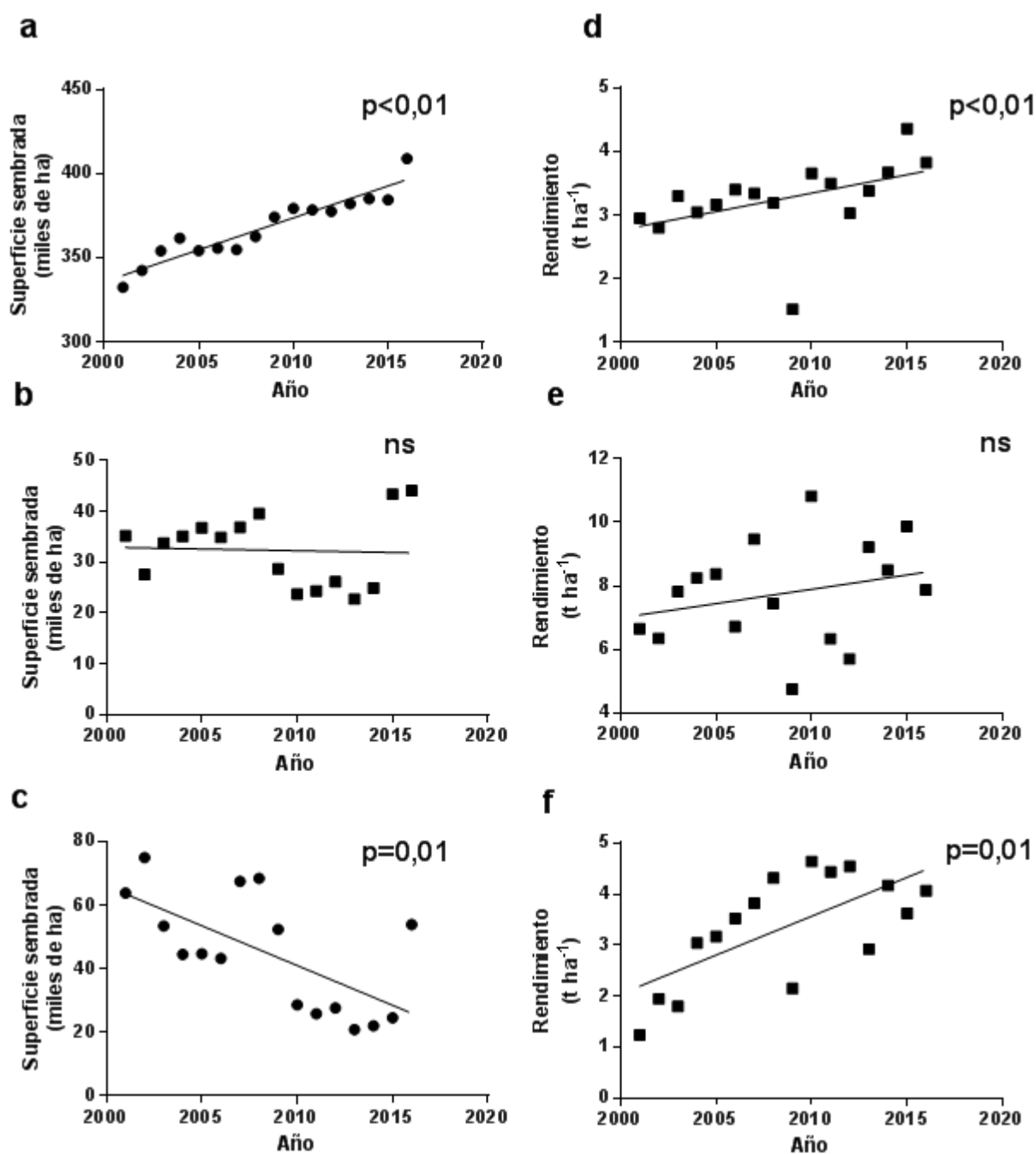


Figura 2.5. Superficie sembrada de los principales cultivos de grano en los partidos que integran (parcialmente) la cuenca del Arroyo del Tala, para las campañas comprendidas entre el 2000-2001 y 2015-2016: a) soja, b) maíz y c) trigo. Rendimiento promedio de los mismos cultivos d) soja, e) maíz y f) trigo. Elaboración propia a partir de datos del Ministerio de Agroindustria. Se muestra el valor p de Mann-Kendall que indica la existencia de tendencias significativas.

Los cambios mencionados anteriormente provocaron un aumento en la estacionalidad de la vegetación bajo agricultura, la cual se manifiesta en el CV_NDVI (Fig. 2.4c). En cambio, no se registraron tendencias significativas en el uso ganadero. Este aumento en la estacionalidad puede tener consecuencias sobre el funcionamiento del ecosistema. En particular, como se discutirá posteriormente, aspectos claves para la conservación del ecosistema como la protección del suelo podrían verse afectados.

En resumen, la ganadería presenta mayor NDVI_I y menor estacionalidad que la agricultura. La baja presencia de cultivos de invierno y la utilización de ciclos más cortos de los cultivos de verano habría generado una tendencia negativa en la NDVI_I. Teniendo en cuenta que el NDVI estima uno de los componentes que determinan la productividad, es posible que esta caída en los valores de NDVI resulte en una tendencia a que disminuya la PPNA, afectando la provisión de algunos servicios ecosistémicos importantes como la captura y almacenamiento de carbono, la regulación hidrológica, la purificación del agua y la protección del suelo. Los cambios en la intensidad y volumen de las lluvias regionales, estudiada recientemente por Kraemer et al., (2018) para la cuenca bajo estudio, muestran que la ocurrencia de lluvias erosivas en época primaveral es frecuente. Teniendo en cuenta los datos aquí presentados, la cobertura que presentan los lotes bajo uso agrícola en ese momento del año es muy escasa y con tendencia a disminuir aún más. Ante este escenario, la capacidad de infiltración de los suelos se vería comprometida, principalmente por la ocurrencia de sellamientos superficiales ante la presencia de precipitaciones bajo una condición de escasa cobertura (De La Vega et al., 2004; Chagas et al., 2004). Por otro lado, como consecuencia del monocultivo se afecta la calidad física de los suelos, con aumento en la presencia de estructuras laminares y disminución en la estabilidad estructural, inclusive en labranza cero (Novelli et al., 2013; Sasal et al., 2017). Paralelamente se registraría un escaso uso consuntivo del agua edáfica por falta de vegetación activa en largos periodos del año, lo cual aumentaría la condición de humedad antecedente del suelo durante esos lapsos de tiempo. Este factor disminuiría aún más la capacidad potencial de absorción de agua de las microcuencas presentes (USDA NRCS, 2004). Los desfavorables cambios físicos en el suelo antes mencionados, sumados a la creciente estacionalidad de la productividad a lo largo del año, y a los elevados contenidos de humedad edáfica antecedente representan un riesgo de aumento

en los volúmenes de escorrentía y erosión hídrica ante la ocurrencia de lluvias de elevado volumen e intensidad.

2.3.3 Estimación de la erosión hídrica a través de la USLE

Se realizó una estimación de la erosión hídrica por tercio de la cuenca, utilizando el modelo USLE (Fig. 2.6). El tercio superior de la cuenca presenta los menores valores de erosión potencial, mientras que, a partir del tercio medio de la cuenca, se estiman valores de erosión potencial más elevados, en consonancia con las características geomorfológicas (Fig. 2.6). Mientras que la cuenca superior presenta escasa pendiente y por ende escurrimientos lentos, el tercio medio y principalmente el inferior presentan elevadas pendientes, y consecuentemente mayor riesgo de erosión. La cuenca media presenta fluvios ubicados de manera perpendicular al curso del Arroyo del Tala, dando lugar a microcuencas de primer orden. Por su parte, la red de drenaje del tercio inferior evidencia un mayor desarrollo relativo, dando lugar a microcuencas de órdenes superiores, los cuales presentan pendientes elevadas y los mayores niveles de fragilidad a la erosión hídrica.

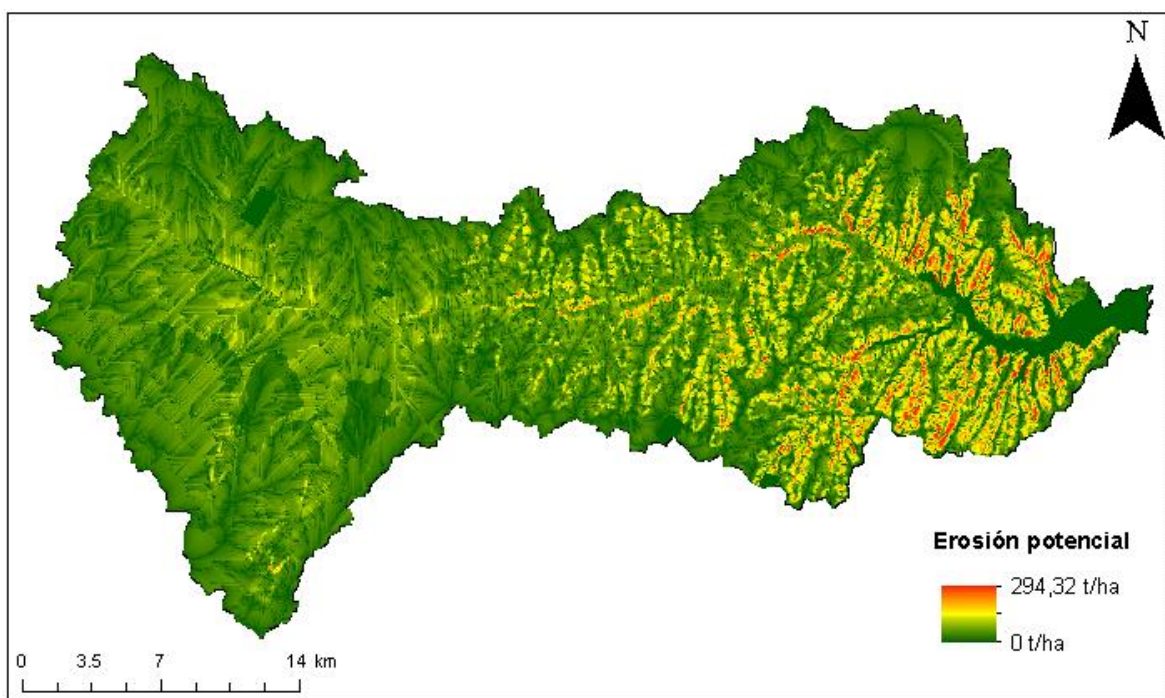


Figura 2.6. Mapa de erosión potencial en la Cuenca del Arroyo del Tala

Realizando un cálculo sectorizado a partir de la información de la Figura 2.6, separando a su vez las áreas altas y bajas en cada tercio de la cuenca, surgió que las áreas bajas que ocupan el plano aluvial, resultaban comparativamente más frágiles a la erosión hídrica que las correspondientes tierras altas de cada tercio de la cuenca (Tabla 2.3). Por su parte, la Tabla 2.4 permite visualizar que precisamente las tierras marginales potencialmente más frágiles, fueron aquellas en las que avanzó en mayor grado la agricultura en los últimos 30 años. Por lo tanto, el incremento del área con cultivos anuales en general, pero sobre todo la agriculturización de las áreas marginales, representaría un importante riesgo de pérdida de suelo. A su vez, la degradación de las tierras frágiles del plano aluvial cercanas al arroyo, incrementaría aún más el riesgo de contaminar dicho curso de agua con poluentes tanto disueltos como particulados (Ongley, 1997).

Tabla 2.3. Erosión potencial para las posiciones altas y del plano aluvial, correspondientes a distintos sectores de la Cuenca del Arroyo del Tala

Erosión potencial ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$)			
		Posiciones altas	Plano aluvial
Cuenca	Superior	31,80	41,01
	Media	40,95	48,98
	Inferior	50,85	63,60

Tabla 2.4. Erosión potencial promedio y desvío estándar para los sectores de la cuenca sobre los que avanzó la agricultura en el periodo 1987-2015 y aquellos que ya eran agrícolas.

Uso de la tierra	Erosión potencial ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$)
Avance Agricultura	$45,08 \pm 32,17$
Agricultura continua	$36,59 \pm 23,4$

Para poder estimar con mayor precisión los alcances y consecuencias del cambio en el uso de la tierra en la cuenca, se procedió a calcular el factor C de cobertura y manejo del modelo USLE. Esto permitiría transformar los valores de fragilidad o erosión potencial en tasas de erosión específicas esperables para cada tipo de uso (vulnerabilidad). Los valores resultantes del factor C obtenidos a través del NDVI (Van der Knijff et al., 1999), fueron los

siguientes: 0,135 para agricultura, 0,068 para ganadería y 0,122 para agricultura en rotación. Combinando la información provista por el *mapa sintético* de uso de la tierra (Fig. 2.1), la erosión potencial (Fig. 2.6) y los valores del factor C antes mencionados, se elaboraron mapas de erosión actual o vulnerabilidad (Fig. 2.7 a y b): el primero de ellos correspondiente a la campaña 1987/88 y el segundo a 2014/15. La comparación de los mismos permite apreciar claramente un aumento de las tasas de erosión hídrica en la cuenca estudiada, derivado del incremento de su área agrícola.

A su vez, se procedió a estimar la tolerancia de pérdida de los suelos de la cuenca, con el propósito de visualizar como incidía el cambio en el uso de la tierra sobre esta variable. Al aplicar los criterios que resume el trabajo de Li et al., (2009), la tolerancia de pérdida de suelo para esta cuenca sería en promedio de $6 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Considerando los resultados de erosión actual obtenidos (Fig. 2.7), el porcentaje de la superficie de la cuenca por encima de ese valor era en 1987/88 del 17,3%, aumentando dicha área en un 7% (alcanzando un 24,6%) en el periodo 2014-2015. Esto significa que alrededor de 6.000 hectáreas se adicionaron a las 14.000 preexistentes con niveles de erosión por encima de dicha tolerancia. Si bien solo una parte de esta superficie corresponde al plano aluvial (15,6%), debe tenerse en cuenta que la incidencia sobre la cuenca de la pérdida de horizonte A de estos suelos erosionables, con horizontes subsuperficiales nátricos, dada su cercanía a los cursos de agua sería mucho más perjudicial que igual nivel de pérdida en tierras altas saturadas en calcio.

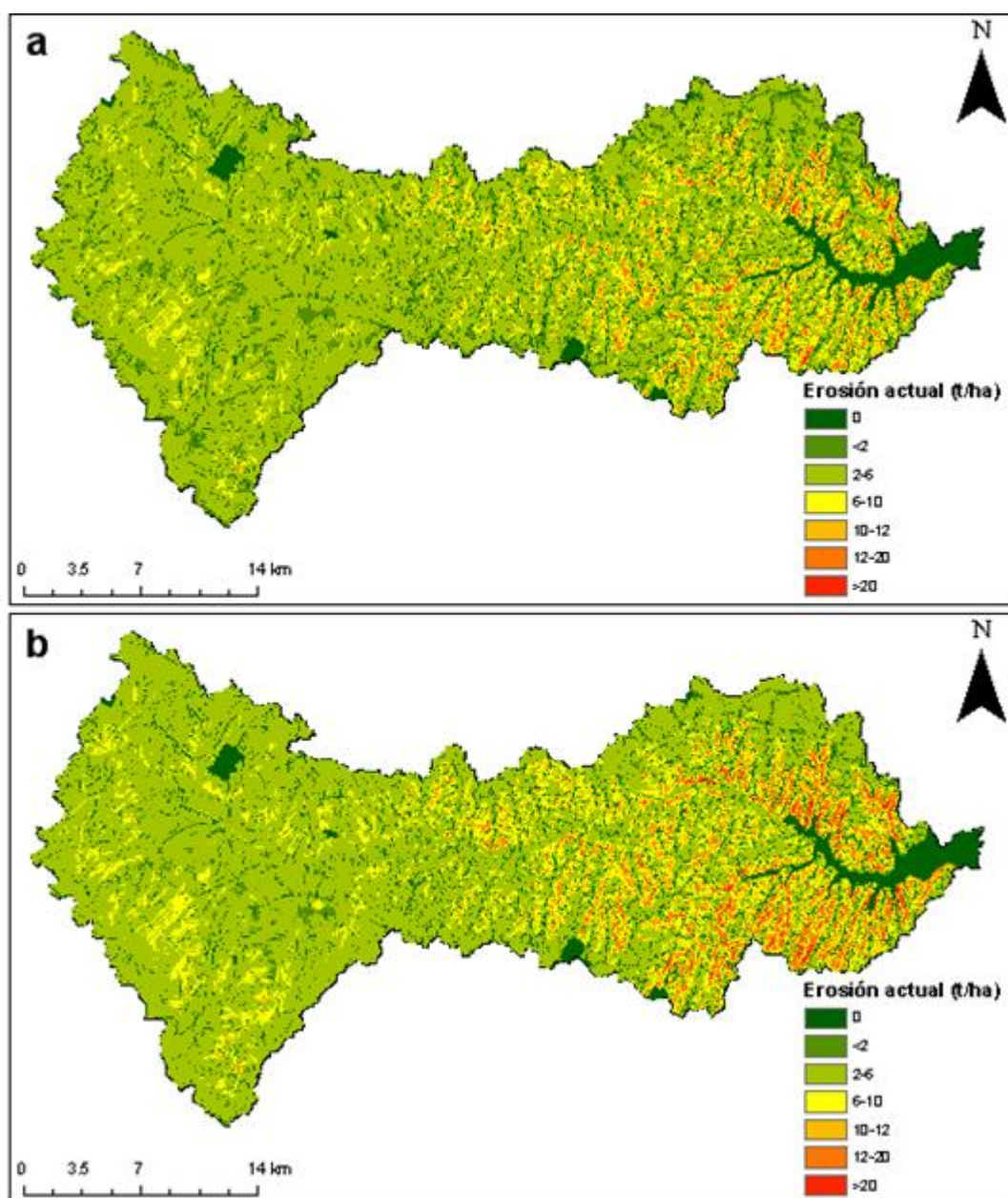


Figura 2.7. Estimación de la erosión actual para el uso de la tierra en las campañas: a) 1987-1988 y b) 2014-2015.

A continuación, se presenta una estimación de la cantidad de sedimento que se aportaría anualmente al curso de agua (Tabla 2.5). De acuerdo a los cálculos realizados, el avance de la agricultura hasta el período 2014/2015, habría provocado un aumento en la cantidad de sedimentos que alcanzaron el arroyo del Tala de casi 22.000 toneladas anuales, lo cual representa un 31% adicional respecto del periodo 1987/88 (Tabla 2.5). El ingreso de esta importante cantidad de sedimentos en sistemas acuáticos puede afectar la turbidez, y por ende la penetración de la luz, la temperatura del agua e incluso la disponibilidad de oxígeno (Watts et al., 2003; Bilotta y Brazier, 2008). Por otro lado, diversas sustancias químicas (nutrientes como el fósforo y agroquímicos) pueden ser transportadas adsorbidas a las partículas (Ongley 1997), produciendo consecuencias negativas sobre la biota acuática. Además, existen costos asociados a mitigar la acumulación de sedimentos en los cursos de agua (Rickson, 2014).

Cabe aclarar que esta estimación presenta algunas limitaciones, dado que durante el periodo bajo estudio (1987-2015) existió un aumento en la proporción de área sembrada bajo siembra directa que, al mantener la cobertura de rastrojo durante todo el barbecho disminuye el efecto erosivo de las lluvias. En ese sentido, es posible que el efecto protector de la vegetación haya sido subestimado en las últimas fechas en 2015, cuando la proporción sembrada bajo siembra directa fue seguramente mayor. Por otro lado, los valores de NDVI con los que se estimó el C fueron los mismos para 1987 y 2015 y surgieron del periodo 2000-2018.

Tabla 2.5. Pérdida de suelo, Sediment Delivery Ratio (SDR), producción de sedimentos, superficie y sedimentos totales producidos por cada uno de los tercios de la subcuenca del Arroyo del Tala, para: a) 1987/88 y b) 2014/15.

a)

	Pérdida de suelo (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	SDR (%)	Sedimentos producidos (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Superficie (km ²)	Sedimentos totales cuenca (t año ⁻¹)
Superior	3,00	22,17	0,67	407,58	27.111,61
Media	3,86	21,42	0,83	130,36	17.359,42
Inferior	4,30	20,36	0,87	268,00	26.092,64
					70.563,67

b)

	Pérdida de suelo (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	SDR (%)	Sedimentos producidos (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Superficie (km ²)	Sedimentos totales cuenca (t año ⁻¹)
Superior	3,43	22,17	0,76	407,58	30.997,61
Media	4,64	21,42	0,99	130,36	22.459,80
Inferior	5,63	20,36	1,15	268,00	38.931,77
					92.389,18

2.4 Conclusiones

Objetivo 1

“Cuantificar la superficie actual de la cuenca del Arroyo del Tala destinada a la agricultura, con énfasis en el avance de dicha actividad sobre tierras hidro-halomórficas.”

Se determinó, entre 1987 y 2015, un avance de la superficie agrícola de casi 21.000 hectáreas, es decir 26% de la superficie de la cuenca. La agricultura avanzó en mayor proporción sobre los tercios medio e inferior de la misma, los cuales presentan mayor fragilidad a la erosión hídrica. En el plano aluvial, la superficie agrícola también aumentó, representando esta actividad en la cuenca media e inferior, mas del 50% de la superficie total de dicho sector.

Objetivo 2

“Comparar en el mediano plazo, la dinámica intra e interanual del NDVI, entre lotes bajo producción agrícola y ganadera correspondientes a dicha cuenca”

La agricultura presenta menor NDVI_I y mayor estacionalidad que el pastizal. Estos resultados podrían tener implicancias sobre distintos procesos de degradación de las tierras. Para el periodo 2000-2017, la tendencia del NDVI_I de los lotes agrícolas fue negativa. Esta merma no puede atribuirse a un menor rendimiento de los cultivos, sino a una menor ocupación de los lotes durante el año, con una tendencia a rotaciones con un cultivo por año.

Objetivo 3

“Estimar el efecto del avance de la agricultura en el mediano plazo, sobre la erosión hídrica y la producción de sedimentos en la cuenca del Arroyo del Tala.”

Se estimó que el avance de la agricultura produjo un aumento en la producción de sedimentos de casi 22.000 toneladas anuales en el periodo 1987/88 y 2014/15. Este aumento no se debe únicamente al incremento de la superficie agrícola sino también a que dicho proceso ocurrió sobre tierras más frágiles, entre las cuales se encuentran las del plano aluvial del arroyo.

Avance de la agricultura sobre tierras de características hidro-halomórficas:
su efecto sobre el suelo y el escurrimiento superficial

3.1 Introducción

La degradación de las tierras produce una declinación en la calidad del suelo y su capacidad para desarrollar funciones de interés para el hombre (Lal y Shukla, 2004). La ocurrencia de procesos de degradación depende, en primera instancia, de la fragilidad del recurso, la cual está asociada a las características propias del suelo, su ubicación en el paisaje y a las condiciones climáticas a las que está expuesto. La actividad antrópica puede hacer que dicha fragilidad se manifieste, favoreciendo la ocurrencia de procesos degradatorios (Lal y Stewart, 1990; Lal, 1993). Estos procesos tienen consecuencias “in situ”, afectando tanto la calidad del suelo, como su funcionamiento y productividad. La degradación puede también generar efectos “ex situ” con consecuencias ambientales, económicas o inclusive sanitarias desfavorables.

A nivel de lote, los procesos degradatorios pueden monitorearse a través de las variables físicas, químicas y biológicas del suelo. Estas permiten establecer de manera integral el estado del suelo, el cual está relacionado entre otras cosas a su productividad (FAO, 1984). De esta manera, el monitoreo de distintas variables edáficas permite cuantificar las consecuencias de un determinado uso o manejo del suelo.

En ese sentido, entre los efectos más importantes de los procesos de degradación de suelos se encuentran el aumento en el volumen de escurrimiento y la pérdida de suelo provocada por erosión hídrica. Existen evidencias de que la cobertura del suelo y el uso de la tierra son factores que se correlacionan con estos procesos degradatorios (Wainwright y Thornes, 2004; García-Ruiz, 2010; Paroissien et al., 2015). Diversos trabajos reportaron que cambios en el uso de la tierra resultaron desencadenantes de aumentos en la pérdida de suelo por erosión (Nunes et al., 2011; Durán-Zuazo et al., 2013; López-Vicente et al., 2013).

3.1.1 Consecuencias sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas edáficas

Propiedades físicas

La densidad aparente (DAP) es una de las variables edáficas más utilizadas para evaluar su calidad física. En ambientes naturales, la DAP tiende a aumentar en profundidad,

considerando el peso de los estratos superiores y la reducción de materia orgánica total (MOT), lo que produce como resultado una disminución en el volumen de poros (Cavenage et al., 1999). En cambio, en sistemas alterados por el hombre, pueden producirse compactaciones a distintas profundidades, según el uso o manejo: i) por pisoteo animal en suelos con alto contenido hídrico (Taboada y Lavado, 1993; Fernández et al., 2010); ii) asociadas al efecto de las labranzas creando pisos de arado; o iii) debidas al tránsito de maquinaria agrícola pesada (Micucci y Taboada, 2006; Chamen, 2015).

Las prácticas de manejo, tales como las rotaciones de cultivos y las labranzas, influyen sobre la estructura del suelo. Particularmente, pueden modificar la forma, tamaño y estabilidad de los agregados y a su vez alterar el ciclo del carbono edáfico, que tiene un rol importante en la estabilización de los agregados (Rimal y Lal, 2009). La estabilidad estructural (EE) es considerada un indicador sensible de la degradación o recuperación de la condición física de los suelos (Doran y Parkin, 1994). Se la define como la capacidad de las unidades estructurales de perdurar ante condiciones adversas, manteniendo la arquitectura de la fracción sólida y del espacio poroso (Dexter, 1988; Kay, 1990). El enriquecimiento relativo del suelo con MOT resulta en un incremento de la actividad microbiana, con el consiguiente aumento en el tamaño y estabilidad de los agregados (Carter y Stewart, 1996; Kay y Angers, 1999). Además, la EE puede afectar la producción del cultivo, ya que influye favorablemente en el desarrollo normal de las raíces, sobre la cantidad de agua disponible en el suelo, en el movimiento de aire y agua, y en la actividad biológica (Hermawan y Cameron, 1993).

La hidrofobicidad es una característica del suelo relacionada al tiempo que tardan los agregados en humectarse. Cuando los niveles de hidrofobicidad son elevados, la infiltración puede verse seriamente comprometida, provocando aumentos en el escurrimiento y la erosión (De Bano, 2000). En cambio, en niveles menores, denominados sub-críticos, aumentos en la hidrofobicidad pueden mejorar la EE sin afectar la infiltración. Esta propiedad está generada por compuestos orgánicos de características hidrofóbicas (Goebel et al., 2011). Ha sido cuantificada en la Región Pampeana con resultados promisorios, que indican una disminución del estallido de los agregados, debido a que el ingreso lento del agua a los mismos provoca una salida gradual del aire dificultando así la desagregación (Ares et al., 2014; Kraemer, 2015).

Propiedades químicas/biológicas

El contenido de materia orgánica total (MOT) es considerado un atributo de importancia para definir la calidad de un suelo, dado que incide sobre muchas otras propiedades edáficas (Studdert y Echeverría, 2000; Eiza et al., 2005). La MOT está compuesta por fracciones de diferente labilidad, siendo aquellas de ciclado lento las más abundantes en el suelo. Es por ello que resulta difícil detectar diferencias en la MOT, al evaluar en el corto o mediano plazo el efecto de diferentes prácticas agronómicas (Galantini y Suñer, 2008). En cambio, las fracciones lábiles son más sensibles a cambios en el manejo del suelo. Una de ellas es la materia orgánica particulada (MOP), constituida por restos vegetales, animales y fúngicos en distinto grado de descomposición, cuyo tamaño está comprendido entre 50 y 2000 micrones (Cambardella y Elliot, 1992). El seguimiento de la variación del contenido de MOP puede dar indicios tempranos de los efectos producidos por las prácticas de manejo sobre la dinámica de la MOT (Janzen et al., 1998; Six et al., 2002; Fabrizzi et al., 2003). Sin embargo, ante cambios importantes en el contenido de materia orgánica del suelo, podría resultar más adecuado evaluar el contenido de MOT que el de MOP, debido a la elevada variabilidad que presenta este último parámetro (Álvarez y Álvarez, 2016).

Con respecto a la acidez del suelo, existen trabajos que indican que esta propiedad se ve aumentada por el uso prolongado de fertilizantes nitrogenados (Barak et al., 1997; Chien et al., 2008), proceso que se intensifica por la extracción de bases por parte de los cultivos (Zhang et al., 2009). Sumado a esto, la fertilización con nitrógeno aumenta el crecimiento vegetal y en consecuencia la toma de cationes, pudiendo contribuir a la acidificación de las capas superficiales del suelo (Lucas et al., 2011).

En cuanto a la incidencia del cambio en el uso de la tierra sobre la microbiota edáfica, este aspecto resulta importante debido al rol de los microorganismos en la regulación de algunos de los principales procesos del suelo, como la descomposición de la materia orgánica, el ciclado de nutrientes y la formación y estabilización de agregados (Six et al., 2002). La alta sensibilidad de las comunidades microbianas y su rápida respuesta ante

cambios en el uso del suelo, hacen que el monitoreo de su variación sea una herramienta valiosa para proveer señales tempranas de su alteración (Ritz et al., 2009). El manejo agropecuario puede modificar parámetros físicos, químicos y biológicos del suelo llevando a la degradación del hábitat microbiano, alterando no solamente la calidad del suelo sino también la estructura o funcionamiento de los microorganismos (Montecchia et al., 2011). En consecuencia, caracterizar la dinámica interna de las comunidades microbianas es importante no solamente por su sensibilidad ante cambios en el uso de la tierra, sino también para poder interpretar el impacto que los cambios en las comunidades microbianas pueden causar en los ecosistemas terrestres.

La electroforesis en gel con gradiente desnaturizante (DGGE) es un método de “fingerprinting” basado en la separación de fragmentos de un gen de interés de igual tamaño pero distinta secuencia de nucleótidos. Se realiza sobre un gel de poliacrilamida, que posee un gradiente químico desnaturizante. Permite caracterizar la estructura genética de las comunidades microbiológicas del suelo, a partir del análisis de la secuencia de genes ribosomales. Fue utilizado de manera exitosa por investigadores para analizar las comunidades microbianas de la ecorregión de Las Yungas (Montecchia et al., 2011), y recientemente para evaluar los efectos de distintos manejos agrícolas de la Región Pampeana (Sydorenko, 2017).

3.1.2 Consecuencias “ex situ”: cambios en el escurrimiento, erosión y contaminación

Uno de los riesgos que conlleva el cambio en el uso de la tierra en algunos agrosistemas frágiles, es la posibilidad de generar procesos de degradación irreversibles. Existen evidencias de que la cobertura del suelo y el uso de la tierra son factores que se correlacionan con la generación de escurrimiento y pérdida de suelo, superando en algunos casos, al grado de incidencia de la intensidad de la lluvia y el gradiente de la pendiente (Wainwright y Thornes, 2004; García-Ruiz, 2010; Paroissien et al., 2015). Diversos trabajos reportaron pérdidas de suelo bajo distintas condiciones de cobertura vegetal y uso de la tierra, resultando evidente que un cambio en estos factores desencadena un aumento o disminución de la pérdida de suelo (De la Vega et al., 2004; Nunes et al., 2011; Durán-Zuazo et al., 2013; López-Vicente et al., 2013). En tal sentido, Kraemer et al. (2013a) estimaron que el avance

de la agricultura en la zona de deslinde del interfluvio y el plano aluvial de la cuenca del Arroyo del Tala, determinaba un aporte adicional de 250.000 a 500.000 m³ de escurrimiento y 1.100 toneladas de sedimentos al año a los cursos de agua.

La planificación del uso de la tierra debería definirse de acuerdo a su capacidad de uso (Soil Survey Staff, 1993). Sin embargo, existen tierras cuyo uso actual no es el más apropiado de acuerdo a su fragilidad, en cuyo caso pueden generarse procesos de degradación, como por ejemplo la erosión hídrica (Valle Junior et al., 2013). En ese sentido, Pacheco et al. (2014) encontraron para una cuenca agrícola en Portugal, que un ordenamiento del uso del territorio de acuerdo a la capacidad de uso de las tierras resultaría en disminuciones de la erosión de entre 54 y 86%.

El deterioro del estado físico de los suelos genera una pérdida de su rol amortiguador de la variabilidad pluvial (Orellana, 1988). De esta manera, un cambio en el uso de la tierra puede estar asociado a aumentos en el escurrimiento superficial. Castiglioni et al. (2006) y Chagas et al. (2008) estudiaron el efecto del cambio en el sistema de labranza (de labranza convencional a siembra directa) sobre la respuesta hidrológica superficial de una microcuenca perteneciente al Arroyo del Tala. Estos autores concluyeron que bajo siembra directa se reducía la velocidad de escurrimiento, pero no el volumen total, lo cual podría traer algunos beneficios relacionados al control de la erosión hídrica. Sin embargo, en dichos trabajos, el volumen de escurrimiento mostró una tendencia a presentar menores valores bajo labranza convencional, debido a la mayor remoción del suelo que se verificaba en algunas épocas del año y probablemente a una mayor desecación del suelo bajo dicho sistema de labranza, al estar descubierto durante algunos períodos.

El escurrimiento es un agente de transporte de sustancias disueltas y de partículas del suelo suspendidas, de manera tal que su aumento puede tener consecuencias negativas sobre la calidad de los cursos de agua. Los sedimentos finos transportados por escurrimiento superficial, representan la principal fuente de contaminación difusa de los cuerpos de agua superficiales, teniendo en cuenta su papel en el transporte de muchas sustancias, entre las cuales se encuentran nutrientes, metales pesados, pesticidas, contaminantes orgánicos y biológicos (Ongley, 1997; Chagas, 2007; Walling y Collins, 2008; Kraemer, 2011). La magnitud del transporte de nutrientes disueltos en el agua y adsorbidos en los sedimentos,

varía en su magnitud según el tipo de suelo, pendiente del terreno, características de la lluvia y del sistema de manejo (Marelli y Arce, 1995; Weir, 2002). A su vez, el agua de escorrentía puede transportar agroquímicos que contaminan ríos, arroyos y/o lagunas.

El glifosato, principio activo de diversos herbicidas de amplio espectro, es el producto químico de uso agropecuario más vendido a nivel mundial (Borggaard y Gimsing, 2008). A pesar de que muchos trabajos indican que el glifosato y sus metabolitos presentan alta adsorción en la matriz del suelo y rápida degradación, investigaciones recientes reportan su lixiviación o transporte por escorrentía (Vereecken, 2005; Borggaard y Gimsing, 2008; Sasal et al., 2010), como así también su presencia en cursos de agua (Peruzzo et al., 2003; Ronco et al., 2016). Siendo su uso tan generalizado, es importante conocer su capacidad potencial de ser transportado a cuerpos de agua cercanos, especialmente en ambientes ubicados próximos a cursos de agua.

3.2 Objetivos:

El **objetivo general** de este capítulo es: Cuantificar en un área piloto representativa del plano aluvial de la cuenca del Arroyo del Tala, el efecto del avance de la agricultura sobre algunas propiedades físicas, químicas y biológicas edáficas, seleccionando algunas de ellas como indicadores de procesos de degradación.

Los **objetivos específicos** son:

- 1) Analizar en el mediano plazo, la incidencia del avance de la agricultura en tierras hidro-halmórficas sobre algunas propiedades edáficas (físicas, químicas y biológicas)
- 2) Estudiar si el avance de la agricultura sobre las tierras mencionadas, genera una variación en el volumen y la calidad de los escurrimientos superficiales, teniendo en cuenta su posible efecto sobre el curso de agua colindante.
- 3) Identificar parámetros edáficos sensibles al cambio en el sistema productivo, para que puedan ser utilizados como indicadores de procesos de degradación en tierras de características similares.

3.3 Materiales y métodos

3.3.1 Área de estudio y descripción del diseño

Se trabajó sobre un área piloto ubicada en la vertiente norte del sector medio de la cuenca del Arroyo del Tala. Dentro de ella, se seleccionaron dos lotes pertenecientes al Establecimiento Los Patricios (UBA), cuyos suelos son característicos del plano aluvial de la cuenca. Para estos sitios, se ha descripto un complejo de suelos compuesto principalmente por Natracuoles y, en menor medida, por Natracualfes y Argiudoles típicos (INTA, 1996). La capa freática se ubica debajo de los 2 metros, por lo cual no tiene incidencia sobre las propiedades de los horizontes superficiales. Los suelos de este complejo son imperfecta a pobremente drenados, debido a la posición relativamente plana que ocupan en el paisaje y a la escasa permeabilidad de sus horizontes subsuperficiales, principalmente sódicos. La serie de suelos predominante es Santa Lucía (Natracuol típico), que presenta rasgos de hidromorfismo desde los 30 cm y sodicidad en el horizonte Bt, ubicado a 28 cm de profundidad (INTA, 1996). De acuerdo a lo expuesto, las limitantes principales de estas tierras están dadas por la pobre condición estructural de los horizontes superficiales, dado por el alto contenido de limo y poca materia orgánica presente, y la lenta permeabilidad de los horizontes subsuperficiales sódicos.

Los tratamientos analizados son: “Agrícola”: agricultura extensiva bajo un sistema de labranza reducida durante los últimos 6 años, estando previamente en producción ganadera bajo pastizal natural y “Ganadero”: cría bovina de baja carga sobre vegetación de pastizal por más de 30 años. En esta instancia, se consideró conveniente incorporar en el análisis suelos del plano aluvial cuyo grado de hidro-halomorfismo es tal que impide su uso para cultivos anuales. Se denominó a este tratamiento “Sódico” y su uso de la tierra es similar al del tratamiento “Ganadero”. Dentro del área ocupada por cada tratamiento (“Agrícola”, “Ganadero” y “Sódico”) la selección de los sitios de muestreo fue aleatoria para cada una de las fechas de muestreo.

Se realizaron dos muestreos en épocas distintas: diciembre de 2014 y mayo de 2015. El primer muestreo, fue posterior al pasaje de una rastra de discos y a la siembra de soja en el tratamiento agrícola. Si bien el planteo original no incluía la realización de labranzas, dado

el tránsito de vehículos en condiciones de elevada humedad edáfica durante la cosecha del cultivo de maíz previo, ocurrieron notorias compactaciones que dificultaba la siembra del cultivo de soja. En consecuencia, se realizó una labranza a través de una rastra de discos desencontrada mediana, con una profundidad de 10 cm, aproximadamente. El segundo muestreo se realizó luego de la cosecha del cultivo. Las comunidades vegetales presentes en el “Ganadero” y en el “Sódico” eran distintas. Mientras que en el primero dominaban especies como *Stipa neesiana*, *Paspalum dilatatum*, *Lolium multiflorum* y *Sporobolus indicus*, con una muy buena cobertura, en el segundo la cobertura era muy escasa y predominaba *Distichlis spicata*. En el tratamiento Agricultura, la siembra se realizó entre el 22 y el 24 de noviembre, con una densidad de siembra de 52 plantas por metro cuadrado, y una fertilización fosforada con 60 kg ha⁻¹ de superfosfato simple a la siembra.

3.3.2 Propiedades físico-químicas de suelo.

Las propiedades físico-químicas evaluadas fueron:

- Propiedades físicas: Granulometría (Gee y Or, 2002) (0-15 cm); densidad aparente: método del cilindro (DAP) (Burke et al., 1986) (0-6, 6-12, 12-18 cm, Bt); estabilidad estructural (EE) (0-12 cm), visualizada a través del diámetro medio ponderado de los agregados DMP, (mm) (Le Bissonnais, 1996); hidrofobicidad por el método de “Water Drop Penetration Time” (WDPT) (Chenu et al., 2000) (0-12 cm); porosidad de agregados (0-15 cm) (Stengel, 1979), contenido de agua a distintas profundidades mediante el empleo de métodos gravimétricos (0-6, 6-12, 12-18 cm, Bt).

- Propiedades químicas: pH (Page et al., 1982); conductividad eléctrica (CE) (Rhoades, 1982) (0-6, 6-12, 12-18 cm, Bt); porcentaje de sodio intercambiable (PSI), fósforo extractable (PExt): (Bray y Kurtz, 1945) (0-5 cm); carbono orgánico total: método de oxidación húmeda de Walkley y Black (COT) (Nelson y Sommers, 1982); carbono orgánico particulado (Cambardella y Elliott, 1992) (0-12 cm). Se calculó el Stock de Carbono hasta los 12 cm de profundidad a partir del COT y la DAP.

Las variables físico-químicas fueron cuantificadas en ambos muestreos, con las siguientes excepciones: i) PSI: únicamente evaluado en horizontes con pH mayor a 7, valores

más ácidos de pH se asocian a contenidos de sodio intercambiable de escasa significancia para los suelos analizados; ii) Granulometría y PExt: evaluados únicamente en el segundo muestreo.

3.3.3 Caracterización biológica (DGGE)

Se realizó una caracterización de la estructura genética de la población microbiológica mediante DGGE (Muyzer et al., 1993). La técnica de DGGE es un método de “fingerprinting” basado en la separación de fragmentos de un gen de interés amplificados por PCR a partir de ADN extraído del suelo, en geles con gradiente químico desnaturizante. Con los perfiles de bandas se calcularon índices de biodiversidad: riqueza (número de bandas), índice de diversidad D (de Simpson), dominancia ($1 - D$) y equitatividad (Buzas y Gibson, 1969). La metodología utilizada se encuentra brevemente desarrollada en el ANEXO I. Una explicación más detallada puede encontrarse en Sydorenko (2017).

3.3.4 Cuantificación de volumen y calidad de agua de escurrimiento

En mayo de 2015, se realizaron ensayos de simulación de lluvia mediante el empleo de un simulador. Éste aplica agua destilada en forma de gotas de 4,7 mm cayendo de 150 cm de altura, sobre parcelas enmarcadas por un bastidor metálico cuadrado de 25 cm de lado (Irurtia y Mon, 1994). La diferencia entre la lluvia aplicada y el escurrimiento, medidos cada 5 minutos hasta llegar a una tasa de infiltración constante, permitió determinar la tasa de infiltración cada cinco minutos durante el ensayo. Se determinó la infiltración básica como el promedio de las últimas tres lecturas de la tasa de infiltración, antes de la finalización del experimento. Este ensayo permitió determinar la tasa de infiltración básica, el volumen de escurrimiento y otros parámetros señalados mas abajo, como también la presencia de sedimentos y algunos elementos y sustancias químicas (nutrientes y agroquímicos) presentes en el agua de escurrimiento. Estas últimas se midieron empleando procedimientos estándar mencionados por APHA (1998). Paralelamente, se pesó la biomasa aérea (g) presente en las parcelas.

Se determinaron los siguientes parámetros, que fueron utilizados para comparar el efecto de los distintos tratamientos analizados:

- Coeficiente de escurrimiento: $\text{Coef. E} = \left[\frac{\text{Lamina escurrida}}{\text{Lamina aplicada}} \right]$
- Coeficiente de infiltración: $\text{Coef. I} = \left[\frac{(\text{Lámina aplicada} - \text{Lámina escurrida})}{\text{Lámina aplicada}} \right]$
- Infiltración básica (mm h^{-1}): Ib
- Concentración de sedimentos (g L^{-1}): CSed
- Producción de sedimentos (g): $PSed = CSed \times \text{CoefE} \times \text{Lamina aplicada}$
- Fosfatos en el agua (Murphy y Riley, 1962)

Una vez seleccionados los sitios en los que se realizó la simulación de lluvia, se procedió a realizar el muestreo de suelo con la siguiente estrategia:

-DAP, Humedad, pH, CE y PSI fueron determinados utilizando la muestra proveniente del cilindro mediante la cual se calculó la DAP, a cuatro profundidades distintas, y con una única sub-réplica cercana a la ubicación pozo de observación y del simulador de lluvia

- Las muestras para realizar las determinaciones de EE, MOT, hidrofobicidad, Porosidad de agregados, DGGE, PExt, Glifosato y AMPA surgieron de un muestreo compuesto de 3 submuestras alrededor del pozo de observación y del simulador de lluvia, en las profundidades descriptas en la sección 3.3.2

El número de réplicas fue 6 para el tratamiento Agrícola, y 3 para el Ganadero y el Sódico.

3.3.5 Determinación de glifosato en suelo y agua de escurrimiento

En el ensayo de simulación de lluvias realizado en mayo de 2015 correspondiente al segundo muestreo, se midió glifosato y AMPA en suelo y agua de escurrimiento. Este muestreo tuvo lugar aproximadamente 6 meses después de la aplicación de glifosato en una

dosis de 2 kg ha⁻¹ en el tratamiento agrícola (“Roundup ultra max”; ingrediente activo: 67,9%). En los tratamientos Ganadero y Sódico no se registran aplicaciones de glifosato, al menos en las últimas campañas.

En octubre de 2015 se repitió el muestreo de suelo, asociado a aplicaciones recientes de glifosato. Además, se recolectó agua de una vaguada aledaña al arroyo del Tala (área de aporte 6 km²) y del curso principal del arroyo, para su posterior análisis de presencia de glifosato y AMPA en laboratorio. Los datos correspondientes al muestreo de octubre de 2015 se presentan en el Anexo 2.2.

3.3.6 Análisis estadístico

Las propiedades físico-químicas evaluadas y los resultados correspondientes a las simulaciones de lluvia, se compararon entre los distintos tratamientos mediante el análisis de varianza (ANOVA), previa verificación de los supuestos de homogeneidad de varianzas y distribución normal. Las diferencias de medias fueron evaluadas mediante test de Fisher ($p < 0,05$). Debido a que los valores de hidrofobicidad, no cumplieron con el supuesto de poseer una distribución normal, se utilizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis (Kruskal y Wallis, 1952). Los resultados del DGGE fueron evaluados mediante ANOSIM ($n=9999$). Los perfiles cuantitativos (presencia e intensidad) se representaron gráficamente mediante un escalamiento multidimensional no métrico, incluyendo algunas variables edáficas. Los dendrogramas se basaron en coeficientes de correlación de Pearson y método de agrupamiento UPGMA. Se realizaron regresiones lineales, no lineales y múltiples, análisis de componentes principales y test de correlación de Pearson. Para llevar a cabo estos procedimientos estadísticos se utilizaron los siguientes software: Infostat (Di Rienzo et al., 2013), R (R Core Team, 2017), RStudio (RStudio Team, 2016), y GraphPad Prism 6.0 (GraphPad Software, San Diego California USA, www.graphpad.com)

3.4 Resultados

3.4.1 Propiedades físico-químicas edáficas

Características de los sitios

La profundidad media a la cual se encontró el límite superior del horizonte Bt en los tratamientos Agrícola y Ganadero, fue de 20 cm y 18 cm respectivamente mientras que en el tratamiento ganadero sódico (Sódico) el Bt se encontró a tan solo 10 cm. Los valores de pH en el estrato superior (0-6 cm) fueron, en todos los casos, menores a 7. Los tratamientos Ganadero y Agrícola presentaron condiciones similares de pH y CE en los estratos estudiados, no así el Sódico, que presentó mayor alcalinidad que los otros tratamientos desde superficie (Tabla 3.1). El Sódico presentó elevado PSI desde los 12 cm, mientras que tanto el Agrícola como el Ganadero tuvieron valores de PSI inferiores a 10.

Tabla 3.1. Valores promedio y desvíos estándar de pH y CE (en pasta). Se presentan 4 profundidades: 0-6 cm, 6-12 cm, 12-18 cm y horizonte Bt. *Cuando el horizonte Bt se encontró a una profundidad menor a los 18 cm se presenta la información del estrato 18 a 24 cm. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos y horizontes para cada una de las variables estudiadas. Se presentan los valores promedio de PSI para los casos de $pH > 7$ (entre paréntesis el porcentaje de casos).

Prof. (cm)	Agrícola			Ganadero			Ganadero sódico		
	pH	CE	PSI	pH	CE	PSI	pH	CE	PSI
	dS m ⁻¹						dS m ⁻¹		
0 a 6	4,92 ± 0,33 a	0,59 ± 0,17 a	-	5,31 ± 0,57 ab	0,55 ± 0,29 a	-	6,15 ± 0,7 cd	0,92 ± 0,27 ab	-
6 a 12	5,68 ± 0,65 bc	0,56 ± 0,19 a	-	5,87 ± 0,43 bcd	0,5 ± 0,36 a	-	7,65 ± 0,45 ef	1,51 ± 0,39 b	9,67 (50)
12 a 18	6,09 ± 0,9 cd	0,8 ± 0,39 a	3 (8)	6,76 ± 0,08 de	0,28 ± 0,29 a	-	8,56 ± 0,21 fg	2,77 ± 0,7 c	13,41 (100)
Bt*	6,97 ± 1,03 e	0,92 ± 0,5 a	7,23 (41)	7,46 ± 0,49 e	1,09 ± 1,37 ab	7,4 (33)	9,49 ± 0,1 g	3,75 ± 1,36 d	15,8 (100)

Los suelos presentaron superficialmente texturas franco arcillo limosas a franco limosas, siendo el Agrícola levemente más limoso y menos arcilloso que los restantes tratamientos (Tabla 3.2). Si bien es posible observar la ocurrencia de erosión laminar en estos ambientes hidromórficos con pendientes de 0,5 al 1 %, dicho proceso no podría explicar las diferencias texturales halladas entre los tratamientos Agrícola y Ganadero. En tal sentido, la corta historia bajo agricultura, y las profundidades al horizonte Bt equivalentes entre ambos tratamientos, permiten desestimar esa posibilidad. La variabilidad en las propiedades edáficas observadas ya había sido documentada en trabajos anteriores realizados sobre ambientes bajos similares a los aquí estudiados (Kraemer et al., 2013b). A pesar que las diferencias granulométricas entre los tratamientos analizados resultaron significativas, estas se consideran leves en valor absoluto ya que, por ejemplo, los contenidos de limo y de arena no superaron el rango de variación que se admite en cartografía de suelos para diferenciar unidades taxonómicas entre sí a nivel de Serie.

Tabla 3.2. Granulometría superficial de los suelos correspondientes a los distintos tratamientos y su desvío estándar. Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos para cada una de las fracciones ($p < 0.05$).

Tratamientos	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)
Agrícola	11,05 ± 1,51 a	62,5 ± 3,27 b	26,45 ± 3,98 a
Ganadero	9,72 ± 1,03 a	57,69 ± 1,05 a	32,59 ± 0,73 b
Ganadero Sódico	9,19 ± 0,32 a	56,82 ± 1,95 a	33,99 ± 1,86 b

Densidad aparente

Se obtuvieron diferencias significativas en la DAP superficial (0-6 cm) entre tratamientos ($p < 0,001$). Si bien no hubo diferencias entre fechas ($p > 0,05$), resultó significativa la interacción entre fecha de muestreo y tratamiento ($p < 0,01$). En diciembre de 2014, el tratamiento Agrícola presentó los menores valores de DAP, mientras que los mayores valores correspondieron al tratamiento Sódico (Fig. 3.1). En cambio, en mayo de 2015 no hubo diferencias significativas entre tratamientos, lo cual permite explicar la significancia obtenida en el término de interacción. Resulta destacable el hecho que el tratamiento Agrícola mostró un aumento en sus valores de DAP entre fechas, mientras que el tratamiento Sódico presentó un comportamiento opuesto, manteniéndose estable el tratamiento Ganadero.

Bajo agricultura, los cambios en la DAP podrían ser explicados por el asentamiento del suelo luego del pasaje de una rastra de discos. Mientras que el muestreo de diciembre de 2014 fue realizado luego del barbecho, en el cual se realizó dicha labranza, el segundo fue efectuado una vez transcurrido todo el ciclo del cultivo de soja, incluso la cosecha. Como resultado, entre ambos momentos, hubo un aumento del 12,5% en los valores de DAP en el tratamiento Agrícola.

Por su parte el tratamiento Sódico presentó una disminución de la DAP entre épocas de muestreo, lo cual podría deberse a un mayor contenido hídrico en el suelo en el segundo muestreo (correlación: $r = -0,36$; $p = 0,09$). De esta manera, el suelo estaría más expandido, presentando la misma masa de suelo un mayor volumen. Si bien el tratamiento Ganadero también presentó una tendencia hacia menor DAP en el segundo muestreo, atribuible a un aumento de la humedad, la misma no fue significativa, evidenciando la mayor estabilidad temporal del suelo bajo este tratamiento en la variable analizada.

No hubo diferencias significativas en las restantes profundidades estudiadas: 6-12 cm, 12-18 cm y Bt ($p > 0,05$; datos no presentados).

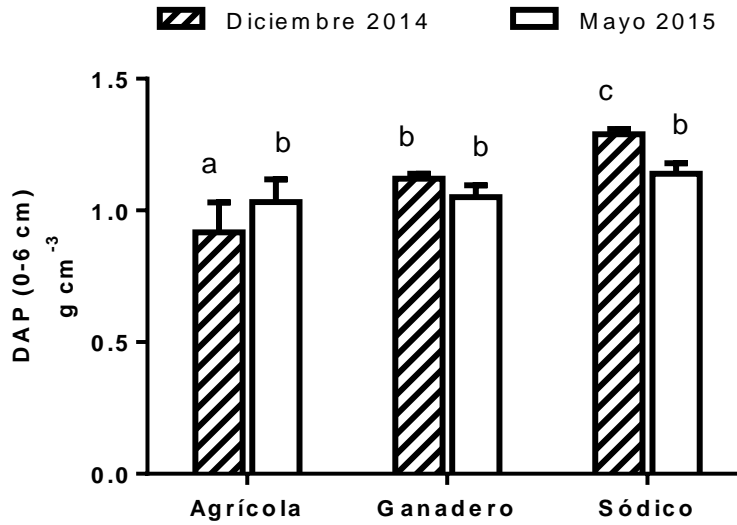


Figura 3.1. Densidad aparente (DAP) para el estrato superficial (0-6 cm), para ambas fechas de muestreo. Letras distintas indican diferencias significativas dentro de cada una de las fechas (Test LSD de Fisher, Alfa=0,05). Tratamientos: Agrícola, Ganadero, ganadero sódico (Sódico). Barras rayadas corresponden al muestreo de diciembre de 2014. Barras lisas: muestreo de mayo de 2015. Las barras de error representan el desvío estándar.

Estabilidad estructural

El diámetro medio ponderado de los agregados (DMP_prom) que surge de aplicar el método de Le Bissonnais, presentó diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,0001$), mientras que no hubo diferencias entre fechas de muestreo ($p > 0,05$) ni interacción fecha x tratamiento ($p > 0,05$) (Fig. 3.2d). El tratamiento Ganadero presentó mayor EE, mientras que no hubo diferencias significativas entre los restantes tratamientos (Fig. 3.2d). Al aplicar los pretratamientos P2 (DMP_dm: disgregación mecánica) y P3 (DMP_hl: humectación lenta), se observaron las mismas diferencias significativas entre tratamientos ($p = 0,003$ y $p = 0,0001$, respectivamente) que en en el DMP_prom, sin existir diferencias entre fechas ($p > 0,05$), ni interacción ($p > 0,05$). El tratamiento con mayor EE fue nuevamente el Ganadero, mientras que los restantes tratamientos no presentaron diferencias entre sí (Fig. 3.2b y 3.2c).

El pretratamiento 1 (DMP_hr: humectación rápida) presentó diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,0001$), aunque también entre fechas de muestreo ($p = 0,02$), pero no interacción fecha x tratamiento ($p > 0,05$). Fue además el más agresivo para este tipo de suelos, y el único que mostró diferencias entre Agrícola y Sódico (Figura 3.2a).

Para dicho pretratamiento la menor estabilidad de agregados correspondió al tratamiento Agrícola, mientras el más estable fue el Ganadero, ubicándose el Sódico en situación intermedia (Fig. 3.2a). En la segunda fecha de muestreo, los suelos analizados presentaron menor estabilidad que en la primera. Esto fue estadísticamente significativo únicamente en el tratamiento Ganadero, el cual en diciembre presentó su pico de actividad biológica debido a la temperatura y humedad, y a la elevada productividad del pastizal en los meses previos, lo cual favoreció los procesos biológicos que regulan la EE. Estos resultados destacan la mejor condición física del suelo correspondiente al tratamiento Ganadero, el cual ha sido alterado en menor medida hasta el presente por la actividad antrópica que el agrícola, y que posee características naturales de mayor estabilidad que el sódico.

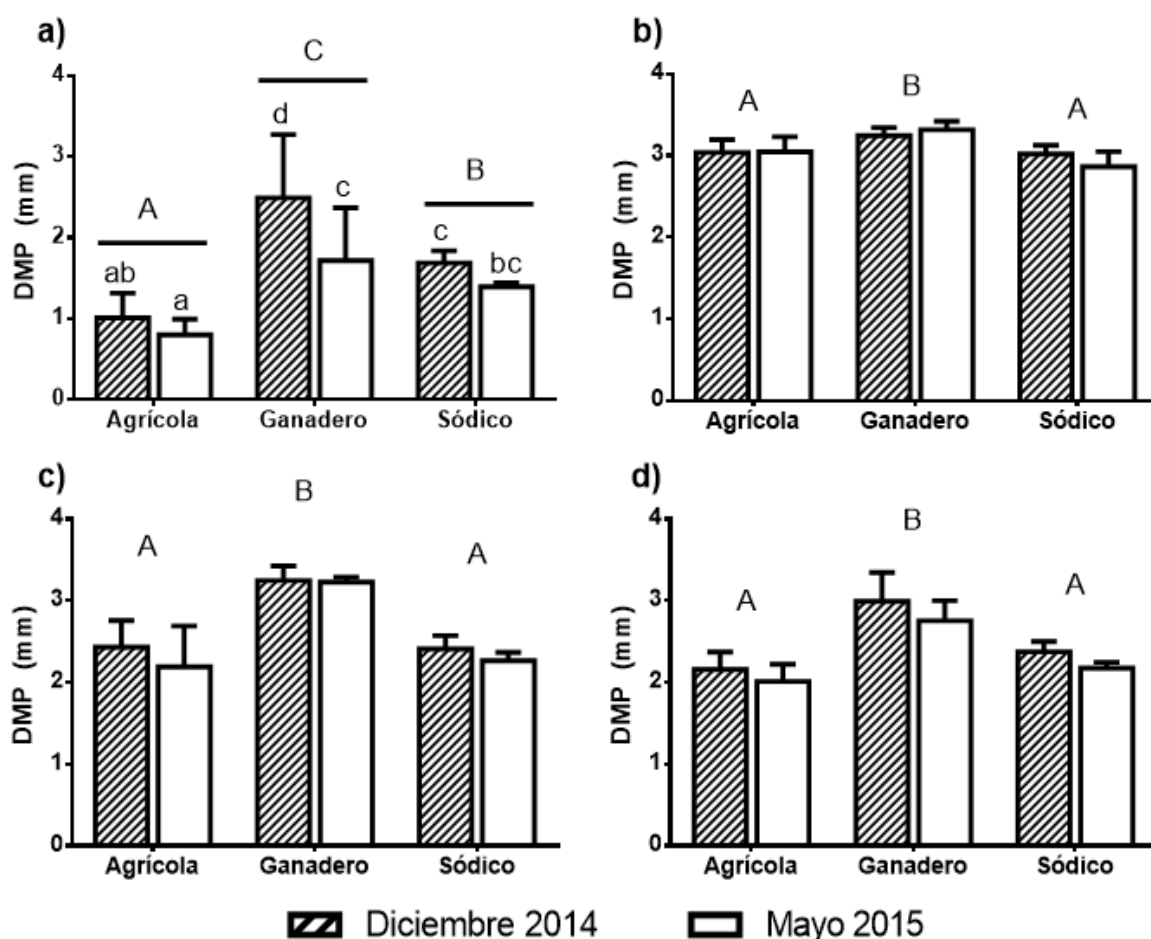


Figura 3.2. Valores de estabilidad de agregados medidos por el método de Le Bissonnais (1996). Se presentan los valores de los tres pretratamientos: a) DMP_hr (P1): humectación rápida, b) DMP_dm (P2): disgregación mecánica luego de re-humectación con etanol, c) DMP_hl (P3): humectación lenta por capilaridad y d) DMP_prom: diámetro medio ponderado promedio. Fechas

de muestreo: a) diciembre de 2014 y b) mayo de 2015. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (Test LSD de Fisher, Alfa=0,05). Letras minúsculas indican diferencias significativas para combinaciones Tratamiento x Fecha de muestreo (únicamente se presentan cuando el factor fecha presentó diferencias significativas). Las barras de error representan el desvío estándar.

Hidrofobicidad

La hidrofobicidad presentó diferencias significativas ($p=0,002$). El tratamiento Sódico fue el más hidrofóbico, mientras que no hubo diferencias entre el Ganadero y el Agrícola (Fig. 3.3). No hubo diferencias entre fechas ni interacción tratamiento x fecha ($p>0,05$).

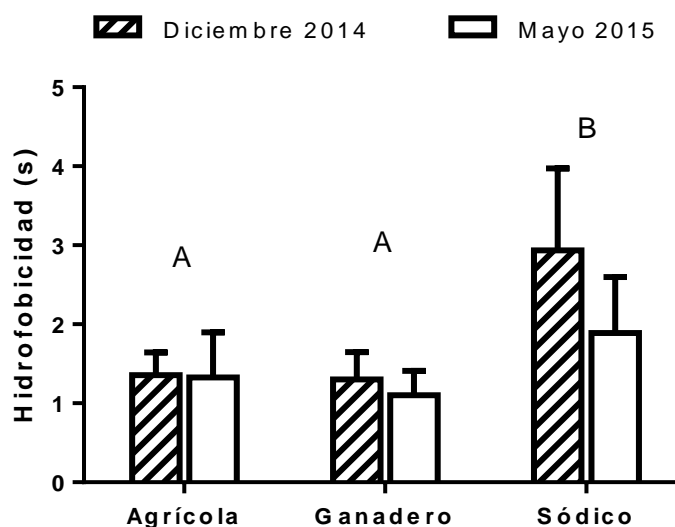


Figura 3.3. Valores promedio de hidrofobicidad por el método WDPT (Chenu et al., 2000), para dos fechas de muestreo. Letras distintas indican diferencias significativas entre las medias de los tratamientos (Test LSD Fisher; Alfa=0,05). Las barras de error representan el desvío estándar.

Porosidad de agregados

Se hallaron diferencias significativas entre tratamientos ($p=0,02$) y entre fechas de muestreo ($p=0,03$), pero no hubo interacción tratamiento x fecha ($p>0,05$). El tratamiento Sódico presentó menor porosidad de agregados, mientras que no hubo diferencias entre los tratamientos Agrícola y Ganadero (Fig. 3.4). El segundo muestreo presentó valores de porosidad de agregados significativamente más altos.

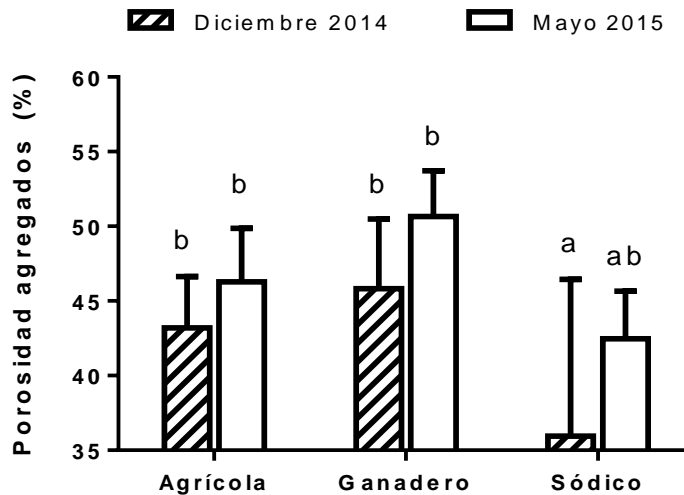


Figura 3.4. Valores promedio de Porosidad de agregados, para dos fechas de muestreo: diciembre de 2014 y mayo de 2015. Letras distintas indican diferencias significativas en cada nivel de Tratamiento x Fecha de muestreo (Test LSD Fisher; Alfa=0,05). Las barras de error representan el desvío estándar.

Humedad edáfica

La humedad volumétrica, de 0 a 6 cm, presentó diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$) y fechas de muestreo ($p < 0,001$), pero no hubo interacción tratamiento x fecha ($p > 0,05$). Mientras que en el primer muestreo el tratamiento Agrícola presentó mayor contenido de humedad que el Sódico, en el segundo muestreo, no hubo diferencias significativas entre tratamientos (Fig. 3.5). Esto puede ser explicado porque en el primer muestreo el tratamiento Agrícola venía precedido de un periodo de barbecho en el que el suelo había acumulado agua, respecto al pastizal que se encontraba en una etapa de elevado consumo de agua.

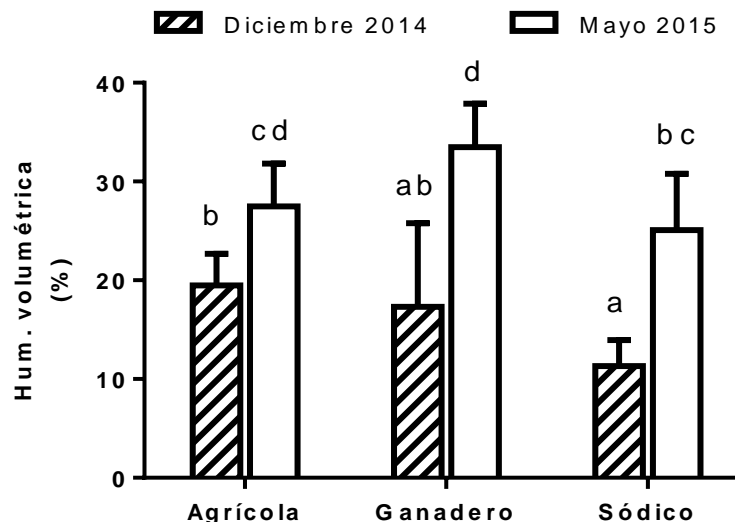


Figura 3.5. Humedad volumétrica para el estrato superficial (0-6 cm), para ambas fechas de muestreo. Letras distintas indican diferencias significativas en cada nivel de tratamiento x fecha (Test LSD de Fisher, Alfa=0,05). Las barras de error representan el desvío estándar.

Carbono orgánico total (COT)

Los suelos del tratamiento Ganadero presentaron mayor porcentaje de COT, respecto de los restantes tratamientos ($p < 0,01$; Figura 3.6), mientras que estos últimos no se diferenciaron estadísticamente entre sí. Tampoco hubo diferencias entre fechas de muestreo ni interacción tratamiento x fecha ($p > 0,05$). Cabe destacar que el COT del tratamiento Agrícola resultó aproximadamente 40% menor que el correspondiente al Ganadero.

Por otro lado, el stock de C en los primeros 12 cm presentó diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,0001$), pero no entre fechas ni interacción tratamiento x fecha ($p > 0,05$). El stock de C fue de $19,3 \text{ T ha}^{-1}$ para el tratamiento Agrícola, 23 T ha^{-1} para el Sódico y $34,8 \text{ T ha}^{-1}$ para el Ganadero (Fig. 3.7). Es decir que el tratamiento Agrícola presentó, en promedio, 45% menos de carbono que su par mantenido bajo ganadería.

Estos resultados evidencian que el cambio de uso de la tierra en los suelos estudiados puede provocar en pocos años una reducción en el contenido de carbono orgánico del suelo, que lo asemejarían al de un suelo de muy inferior capacidad de uso tal como sería el del tratamiento Sódico.

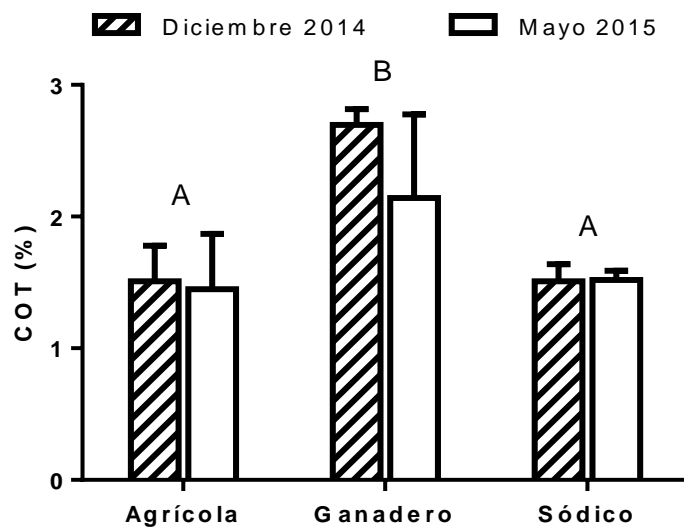


Figura 3.6. Carbono orgánico total (COT) (0-12 cm) para los tratamientos Agrícola, Ganadero y Sódico. Fechas de muestreo: diciembre de 2014 y mayo de 2015. Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (Test LSD de Fisher; Alfa=0,05). Las barras de error representan el desvío estándar.

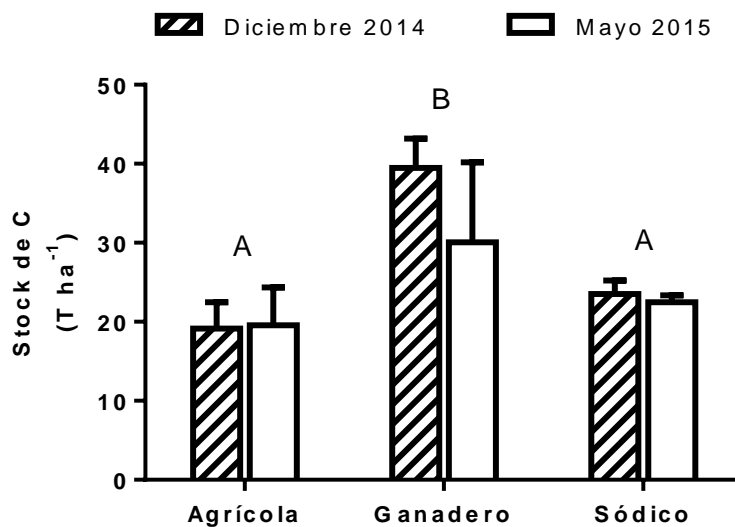


Figura 3.7. Stock de carbono orgánico en los primeros 12 cm de suelo para los tratamientos Agrícola, Ganadero y Sódico. Fechas de muestreo: a) diciembre de 2014 y b) mayo de 2015. Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (Test LSD de Fisher; Alfa=0,05). Las barras de error representan el desvío estándar.

Carbono orgánico particulado (COP)

El COPg presentó diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,0001$), con una tendencia similar a la del COT (Ganadero > Agrícola = Sódico) (Fig. 3.8a). Para COPg, no hubo diferencias entre fechas ni interacción fecha x tratamiento ($p > 0,05$). El COPf mostró también diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,001$), pero además entre fechas de muestreo ($p < 0,002$) (Fig. 3.8b). También hubo interacción tratamiento x fecha de muestreo ($p < 0,05$). En esta última propiedad, el ordenamiento entre los distintos tratamientos fue similar a la hallada en el COPg y COT. Sin embargo, el COPf presentó mayor diferencia entre fechas de muestreo, en términos relativos. El tratamiento Agrícola no presentó diferencias con el Sódico, y ambos fueron menores que el Ganadero tanto para COT, COPg y COPf. Estas diferencias entre Ganadero y Agrícola fueron mayores para COPg que para COT y COPf, coincidiendo con lo encontrado por Salvo et al. (2010) y Duval et al. (2015).

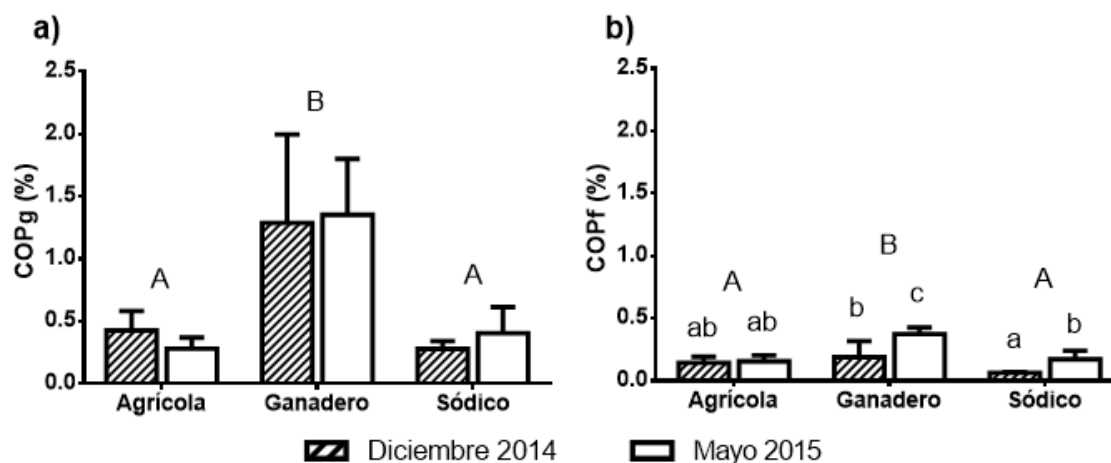


Figura 3.8. Contenido de carbono orgánico particulado grueso (COPg) (a) y fino (COPf) (b) para los primeros 12 centímetros de suelo. Fechas de muestreo: diciembre de 2014 y mayo de 2015. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (Test LSD de Fisher; Alfa=0,05). Letras minúsculas indican diferencias entre niveles de tratamiento x fecha. Las barras de error representan el desvío estándar.

Fósforo extractable

El contenido de PExt no presentó diferencias significativas entre tratamientos ($p>0,05$). Los valores obtenidos fueron los siguientes: 3,32 ppm en el tratamiento Agrícola, 4,03 ppm en el Ganadero y 5,6 en el Sódico. Los coeficientes de variación (CV) fueron de 46, 50 y 28%, respectivamente. Los bajos contenidos de fósforo extractable indicarían un déficit natural de dicho elemento en el ambiente hidrohalmórfico estudiado.

3.4.2 Caracterización biológica

En ambas fechas, pero particularmente en el segundo muestreo, la estructura de las comunidades microbianas del tratamiento Agrícola resultó distinta a la del Ganadero y Ganadero Sódico (Tabla 3.3). Esto surge de considerar que los valores de R más cercanos a 1 y con significancia estadística indican mayor disimilitud entre tratamientos. En la misma Tabla se aprecia una tendencia a la diferenciación en las comunidades de los tratamientos Ganadero y Sódico entre sí, la cual también se acentúa en el segundo muestreo llegando inclusive a valores de 1 aunque sin significancia estadística

Tabla 3.3. Resultados del ANOSIM. Valores del estadístico R para los contrastes entre los distintos tratamientos. A = Agrícola, G = Ganadero, GS = Sódico. Los asteriscos representan: *: $p<0,05$, ** $p<0,01$: *** $p<0,001$.

	Diciembre 2014		Mayo 2015	
	G	GS	G	GS
GS	0,63		1	
A	0,56*	0,97*	0,87*	1*

El agrupamiento obtenido a través de los dendrogramas (Figura 3.9) diferenció claramente al tratamiento Sódico del resto, evidenciando una similitud entre sus repeticiones, de 86 y 80% para el primer y segundo muestreo, respectivamente. Si bien no se logró una separación clara de los restantes tratamientos utilizando esta metodología, se pudo apreciar una tendencia a la diferenciación de sitios Agrícolas y Ganaderos en la segunda fecha. Una posible interpretación de las diferencias observadas entre fechas de muestreo podría asociarse

a la vegetación presente en cada sitio y su relación con las comunidades de microorganismos que habitan en ellos.

Si bien entre los dos tratamientos bajo uso ganadero estudiados la vegetación era de pastizal, las comunidades y diversidad florística presente en uno y otro difieren. En los sitios con presencia de sodio predominaban especies adaptadas a las condiciones hidrohalomólicas. Por su parte, en los sitios correspondientes al tratamiento Agrícola, el primer muestreo (diciembre 2014) fue realizado poco después de la siembra de soja, con posterioridad al barbecho invernal. Durante dicho periodo (de descanso), se pudo advertir el crecimiento de vegetación espontánea características de los ambientes bajos de pastizal, cuyos suelos son similares a los del tratamiento ganadero. Esta circunstancia podría explicar la semejanza entre las comunidades microbianas de los tratamientos Agrícola y Ganadero. para este primer muestreo y estaría mostrando una potencialidad del sistema biológico edáfico de recuperar su condición anterior a la agricultura. El segundo muestreo fue realizado en mayo de 2015, con posterioridad a la cosecha de la soja. El hecho que este cultivo fuera predominante durante el periodo entre ambos muestreos, podría explicar la mayor diferenciación que se evidenció entre los tratamientos Agrícola y Ganadero para esta segunda fecha.

A diferencia de lo visto en los dendrogramas, en el análisis NMDS (Fig. 3.10) se observa un agrupamiento bastante claro de los sitios según los tratamientos a los que pertenecen. Esto se cumple para ambos muestreos, diferenciando entre sí al tratamiento Agrícola, y al Ganadero, los cuales no eran discriminados con tanta claridad a través del dendrograma, aunque sí habían sido señalados como disímiles en el ANOSIM (Tabla 3.3). Esto significa que, cuando se analiza el perfil cuantitativo de bandas, que incluye no solamente la estructura sino también la intensidad de las mismas, se pone de manifiesto más claramente una diferenciación del uso Agrícola. El índice de estrés, que indica la bondad del ajuste del NMDS, presenta valores aceptables (menores a 0,2). En ambas épocas, el tratamiento sódico fue diferenciado principalmente por el eje 1, que estuvo asociado al pH y la profundidad al Bt. En cambio, los tratamientos ganadero y agrícola, presentaron mayor diferenciación en el Eje 2, el cual se asocia a la EE y el COT.

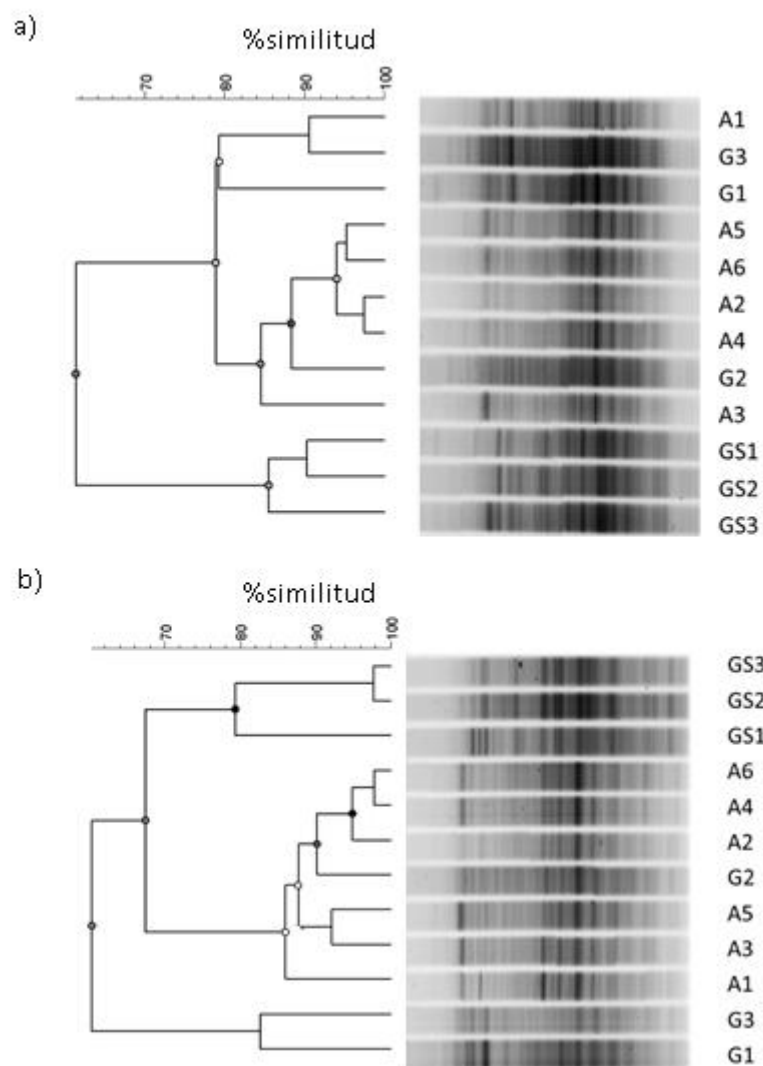


Figura 3.9. Dendrogramas Pearson/UPGMA y DGGE correspondientes al muestreo de a) diciembre de 2014 y b) mayo de 2015. Los tratamientos son: A: Agricultura; G: Ganadería; GS: Sódico. Los números indican el número de repetición dentro de cada sitio.

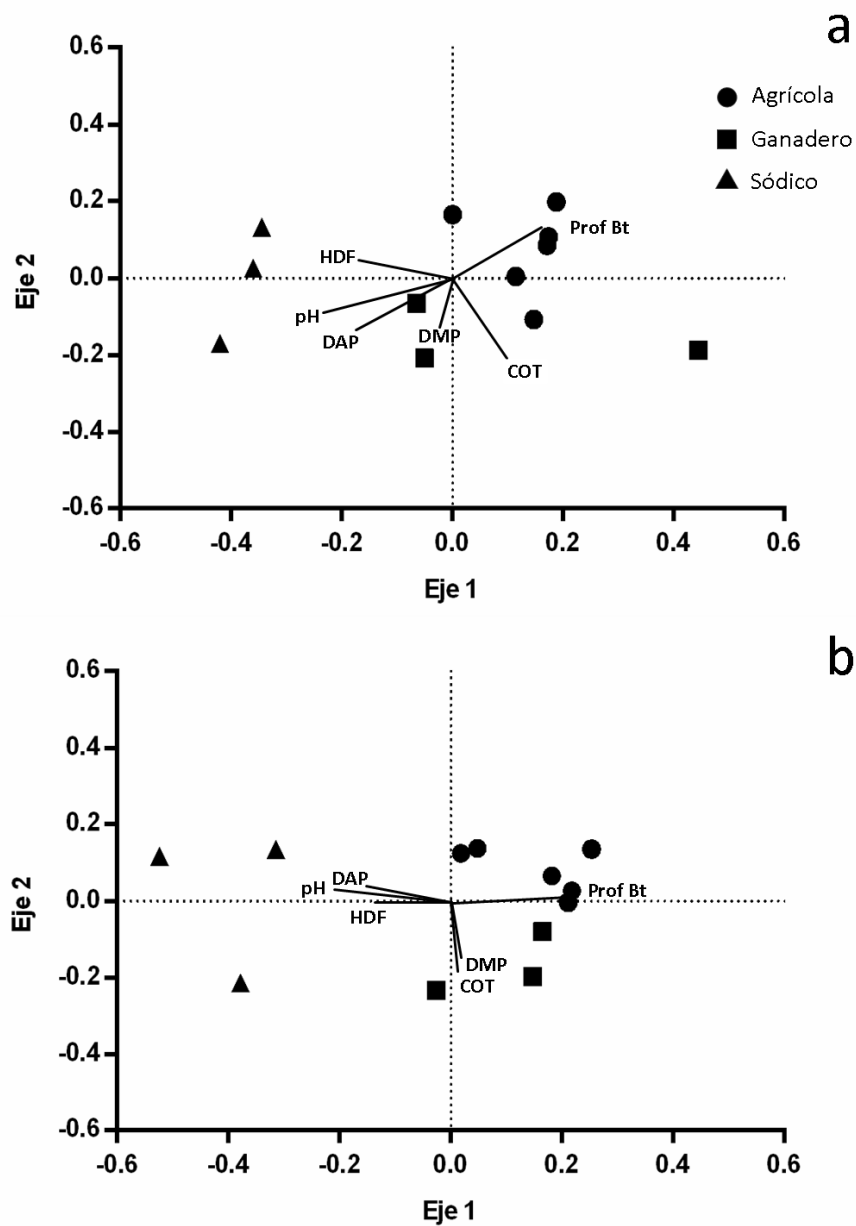


Figura 3.10. Representación gráfica del análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) empleando distancias de Bray-Curtis a partir de los perfiles genéticos bacterianos de DGGE (16S ARNr). a) Dic. 2014; b) Mayo 2015. Valores de Estrés: a) 0,1484 b) 0,1464

Por su parte, en la Tabla 3.4 se observa que hubo diferencias significativas entre tratamientos para los índices de riqueza, dominancia y diversidad ($p < 0,01$), pero no para equitatividad ($p > 0,05$). El tratamiento Agrícola presentó mayor dominancia, y menor riqueza

y diversidad. Es decir que la agricultura afectó la diversidad de microorganismos a la vez que favoreció la dominancia de algunos grupos por sobre otros.

Tabla 3.4. Riqueza, Dominancia, Diversidad (de Simpson) y equitatividad (de Buzas y Gibson)

Trat.	Muestreo	Riqueza	Dominancia	Diversidad Simpson	Diversidad Shannon	Equitatividad
Agrícola	Dic. 2014	24,50±3,56	0,08±0,02	0,92±0,02	2,81±0,17	0,68±0,06
	Mayo 2015	29,50±3,27	0,07±0,01	0,93±0,01	2,96±0,09	0,66±0,03
Ganadero	Dic. 2014	35,00±5,20	0,05±0,01	0,95±0,01	3,17±0,20	0,69±0,05
	Mayo 2015	31,33±1,53	0,06±0,00	0,94±0,00	3,14±0,07	0,74±0,02
Sódico	Dic. 2014	34,00±2,65	0,05±0,01	0,95±0,01	3,12±0,13	0,67±0,05
	Mayo 2015	33,33±5,51	0,05±0,01	0,95±0,01	3,20±0,23	0,75±0,07

3.4.3 Relación entre algunas de las variables edáficas estudiadas

En la Figura 3.11 se presentan en forma matricial los coeficientes de correlación de Pearson para las variables físicas, químicas y biológicas estudiadas en dos épocas de muestreo en el área piloto. Los coeficientes de correlación se encuentran representados de acuerdo a una serie de colores, y aquellas correlaciones no significativas ($p > 0,05$) se muestran cruzadas. Los valores de los coeficientes de correlación y las probabilidades (r y p) se presentan en el anexo II.

La CE y el pH superficiales estuvieron asociados a la profundidad a la que se encontraba el horizonte Bt. De esta manera, suelos menos profundos presentaron pH más alcalino y una CE más elevada en los primeros centímetros del perfil. A su vez, el pH correlacionó negativamente con la porosidad de agregados. Por lo tanto, valores de pH alcalinos, asociados a un elevado PSI, indicarían menor porosidad de agregados. A su vez, la porosidad de agregados se relacionó negativamente con la hidrofobicidad ($>pH \rightarrow < \text{Porosidad de Agregados} \rightarrow > \text{Hidrofobicidad}$). Este resultado reafirma que la elevada hidrofobicidad presente en el tratamiento Sódico no estaría asociada a condiciones que favorezcan la EE al estallido sino más bien todo lo contrario. Si bien existe bibliografía que indica que mayor contenido de carbono y actividad biológica puede significar una mayor presencia de componentes de naturaleza hidrofóbica, pudiendo retardar el ingreso del agua a

los agregados y resultando en mayor EE por menor efecto del estallido, en el caso del tratamiento Sódico la elevada hidrofobicidad podría estar dada por el efecto dispersante de la estructura del sodio que disminuye la porosidad de los agregados. Por ello, el tratamiento sódico presenta alta HDF, pero bajo COT y DMP_hr. Es relevante estudiar con mayor detalle la relación entre la estructura edáfica y la hidrofobicidad para suelos hidro-halomórficos como los de presente estudio.

Por su parte, los índices microbiológicos derivados del análisis del DGGE presentaron algunas asociaciones con la profundidad al horizonte Bt y con el pH del horizonte superficial. Esto indica que las comunidades microbianas presentes están de alguna manera determinadas por las condiciones ambientales inherentes al sitio, independientemente del uso de la tierra. No obstante, la riqueza y diversidad presentaron una correlación positiva con la estabilidad estructural (DMP), especialmente con el DMP_hr (P1), mientras que esta fue negativa con la dominancia. A su vez, esta última variable se asoció negativamente con el stock de carbono. Estos resultados sugieren, en primer lugar, que el uso de la tierra afectó a la estructura de las comunidades microbianas, aunque regulada por las condiciones ambientales de cada sitio. Por otro lado, se pudo visualizar la interdependencia entre la actividad microbiológica y la condición estructural del suelo, dado que los procesos de agregación están mediados por microorganismos y, a su vez, mejores condiciones físicas favorecen la actividad biológica.

La correlación entre las fracciones de C y la estabilidad estructural (DMP) fue positiva y significativa (Fig. 3.11). Debido a que ambas propiedades resultaron afectadas por el uso de la tierra, y que se encuentran relacionadas entre sí, se buscó estudiar con mayor nivel de detalle la relación entre las fracciones de C y los mecanismos de desagregación cuantificados a través del método de Le Bissonnais (1996). En la Fig. 3.12, se presentan los coeficientes de correlación (r), los valores de significancia (representados a través de los asteriscos) y los diagramas de dispersión de las variables.

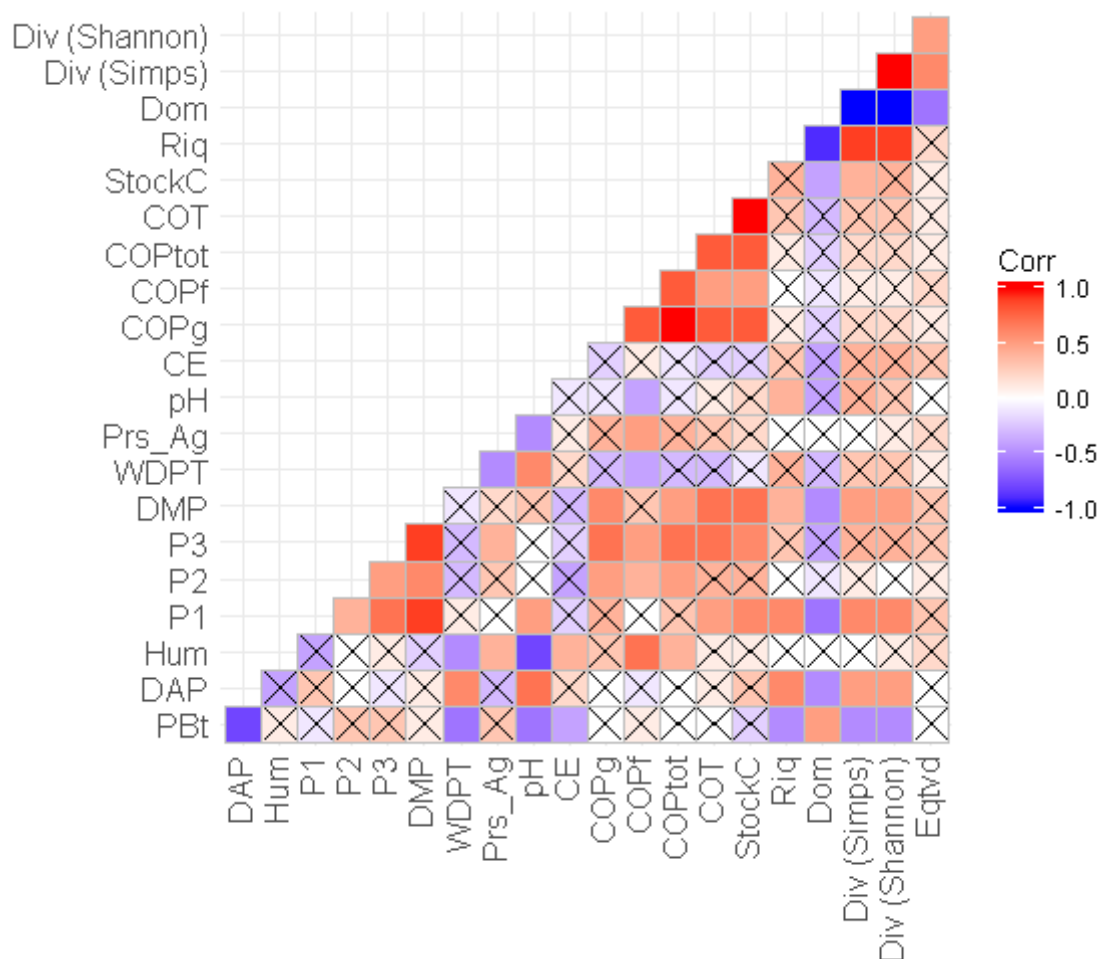


Figura 3.11. Coeficientes de correlación de Pearson entre variables físicas, químicas y biológicas. Las cruces indican valores $p > 0,05$, considerados no significativos.

La estabilidad estructural medida a través del DMP, aumentó con el contenido de C, independientemente del pretratamiento considerado. El DMP_{hr}, que había resultado el más sensible al cambio de uso de la tierra, tuvo una correlación significativa con el COT, y no con las fracciones particuladas. A su vez, el P2, para el cual los suelos bajo estudio resultaron muy estables, presentó relaciones significativas con las fracciones particuladas, pero no con el COT. Finalmente, el P3, fue el que presentó mayor correlación tanto con el COT como con ambas fracciones particuladas. Estos resultados ponen de manifiesto la conveniencia de utilizar conjuntamente los pretratamientos P1 y P3 para caracterizar la condición estructural de los suelos estudiados ya que permiten discriminar los cambios de uso de la tierra a la vez de reflejar el estado de las fracciones tanto dinámicas como estables de la materia orgánica.

	DMP	DMP_hr	DMP_dm	DMP_hl
COT	0,68***	0,55**	0,39	0,74***
COPg	0,58**	0,37	0,50*	0,69***
COPf	0.27	0,00	0,41*	0,46*

Figura 3.12. Correlaciones entre los distintos pretratamientos de Le Bissonnais y las fracciones de C. Los valores presentados representan los coeficientes de correlación de Pearson. *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$ y ***: $p < 0,001$.

3.4.5 Efecto del avance de la agricultura sobre el volumen y la calidad de los escurrimientos generados por lluvia simulada

Volumen de Escurrimiento

El coeficiente de escurrimiento (Coef. E) no presentó diferencias significativas entre tratamientos ($p=0,08$; Fig. 3.13). En cambio, se encontró una asociación significativa entre dicho coeficiente y la profundidad al horizonte Bt de las unidades experimentales analizadas ($p < 0,01$; Figura 3.14a). En esa figura se observa que los valores más elevados de escurrimiento se registraron en los suelos Sódicos. Casi 70% de la variabilidad del Coef.E pudo ser explicada por la profundidad al horizonte Bt. Esta importante relación hallada, podría ser empleada en futuros estudios de impacto de la erosión hídrica sobre el sistema hidrológico estudiado.

Con respecto a la tasa de infiltración básica, se ajustó un modelo de regresión bilineal entre esta variable y la DAP del estrato superficial ($r^2=0,79$; Figura 3.14b). A partir del mismo se determinó un valor umbral de DAP de $1,01 \text{ g cm}^{-3}$, por encima del cual la infiltración básica se estabilizó en valores cercanos a 12 mm h^{-1} . El escaso valor de estabilización de la infiltración básica asociado a tan solo 1 g cm^{-3} de DAP (más de 60% de porosidad total),

estaría evidenciando una escasa capacidad del sistema poroso edáfico de transmitir verticalmente el agua en los suelos estudiados.

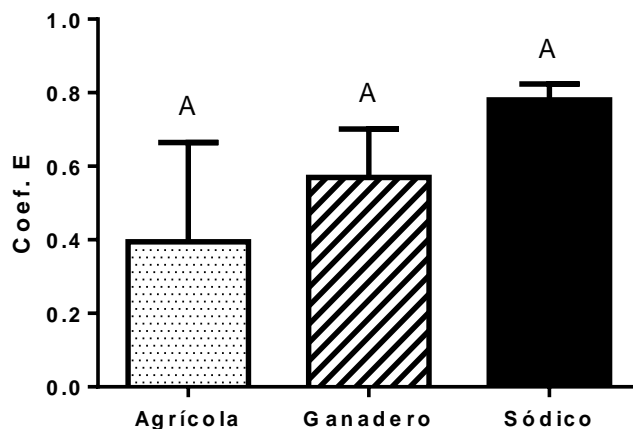


Figura 3.13. Coeficiente de escurrimiento (Coef. E) para los tratamientos Agrícola, Ganadero y Sódico. Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (Test LSD de Fisher; Alfa=0,05). Las barras de error representan el desvío estándar.

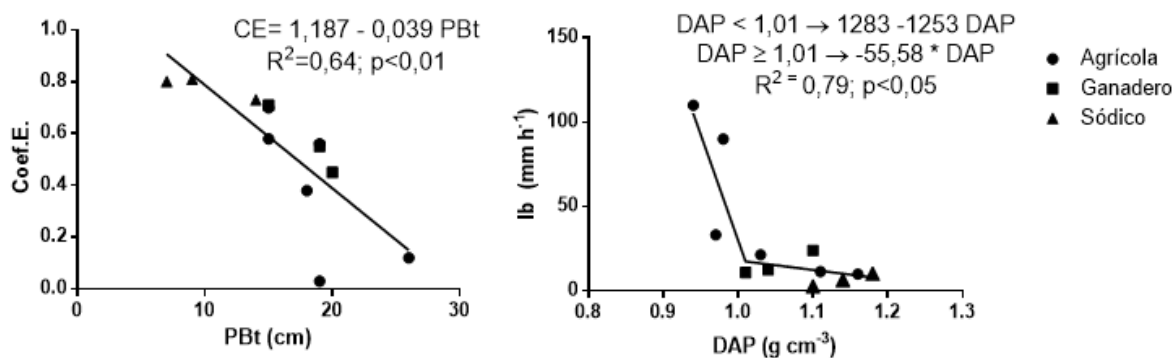


Figura 3.14. a) Coeficiente de escurrimiento (Coef. E) en función de la profundidad al horizonte Bt; b) Infiltración básica (Ib) en función de la densidad aparente (DAP).

A su vez, mediante un análisis de regresión lineal múltiple, se pudo establecer qué parámetros incidieron en mayor medida sobre el comportamiento de la infiltración, independientemente del tratamiento analizado. De esta manera, el Coef. E fue explicado por la profundidad al horizonte Bt, la DAP superficial (0-6 cm) y el contenido de humedad volumétrica (Tabla 3.5). Este modelo permite explicar el 88% en la variación del Coef. E a

través de variables de determinación sencilla (Tabla 3.5, Fig. 3.15). Esta ecuación resulta indicativa de propiedades edáficas estables en el largo plazo, como la profundidad al horizonte Bt, y aspectos variables y modificables por acción antrópica como la DAP y humedad.

Tabla 3.5. Análisis de regresión lineal múltiple, coeficientes y estadísticos asociados. Variable respuesta: Coeficiente de escurrimiento de las simulaciones de lluvia. Variables predictoras: Profundidad al horizonte Bt (cm), Densidad aparente superficial (0-6 cm) (g cm^{-3}) y humedad volumétrica (%).

Análisis de regresión lineal

Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC
Coeficiente de escurrimiento	12	0,88	0,84	0,03	-15,5	-13,08

Coeficientes de regresión y estadísticos asociados

Coef	Est.	E.E.	LI(95%)	LS(95%)	T	p-valor	CpMallows	VIF
const	-1,58	0,71	-3,21	0,05	-2,23	0,0559		
Prof. Bt (cm)	-0,02	0,01	-0,04	0,00	-2,4	0,0434	8,22	1,75
Densidad aparente (g cm^{-3})	1,88	0,52	0,69	3,07	3,64	0,0066	14,88	1,72
Humedad volumétrica (%)	0,01	0,01	1,30E-03	0,03	2,55	0,0343	8,88	1,09

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	0,62	3	0,21	19,68	0,0005
Prof. Bt (cm)	0,45	1	0,45	42,92	0,0002
Densidad aparente (g/cm^3)	0,1	1	0,1	9,64	0,0146
Humedad volumétrica (%)	0,07	1	0,07	6,49	0,0343
Error	0,08	8	0,01		
Total	0,7	11			

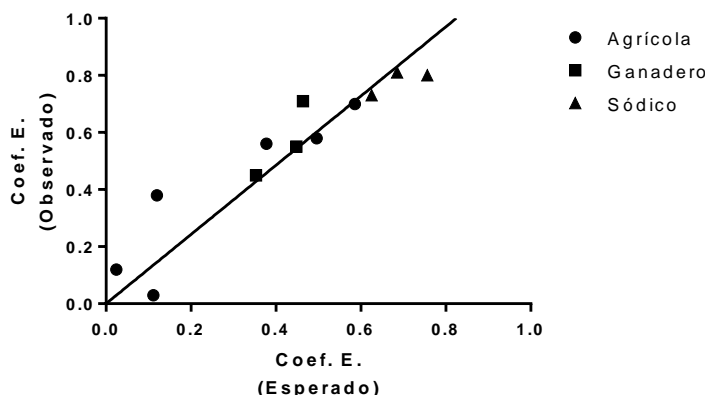


Figura 3.15. Relación entre el coeficiente de escurrimiento observado y el estimado por el modelo. Modelo: $\text{Coef E} = (-0,02) \text{ PBt} + 1,88 \text{ Dap} + 0,01 \text{ H} - 1,58$; donde Coef E: Coeficiente de escurrimiento; PBt: profundidad al horizonte Bt (cm); Dap: densidad aparente superficial (g cm^{-3}); H: Humedad volumétrica (%). La línea presentada es el ajuste 1:1 ($R^2 = 0,88$).

Desprendimiento y transporte de suelo por erosión laminar

Se encontraron diferencias significativas para la concentración de sedimentos en el agua de escurrimiento entre los tratamientos Agrícola y Ganadero ($p < 0,01$; Figura 3.16a), resultando el Agrícola el de mayor concentración de partículas sólidas en los escurridos. Estos resultados pudieron ser explicados a partir de la estabilidad de agregados determinada por el pretratamiento 1 (humectación rápida) de Le Bissonnais (1996), mediante una regresión de decaimiento exponencial ($r^2 = 0,66$; Figura 3.17a). En cambio, los sedimentos totales no presentaron diferencias significativas entre tratamientos ($p = 0,26$; Fig. 3.16b), aunque se asociaron con la estabilidad de agregados medida por el pretratamiento de humectación lenta de Le Bissonnais (1996) ($r^2 = 0,55$; Figura 3.17b). El hecho de que la concentración de partículas sólidas en el agua de escurrimiento presente diferencias significativas entre los tratamientos Agrícola y Ganadero y la producción de sedimentos totales no, responde a que esta última depende del volumen de escurrimiento generado en cada sitio. En este sentido y como se mencionó anteriormente, el volumen de escurrimiento no presentó diferencias significativas entre tratamientos.

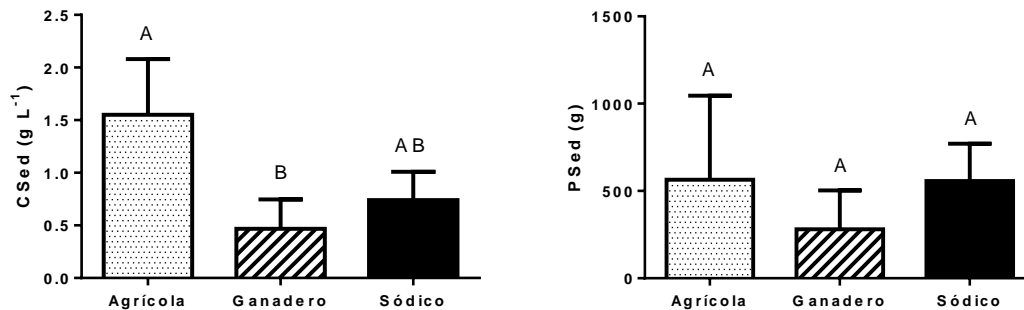


Figura 3.16. (a) Concentración de sedimentos (CSed) y (b) producción de sedimentos totales (PSed) en el agua de escurrimiento para los tratamientos: Agrícola, Ganadero y Ganadero somero. Letras distintas indican diferencias significativas (Test LSD de Fisher, Alfa=0,05). Las barras de error representan el desvío estándar.

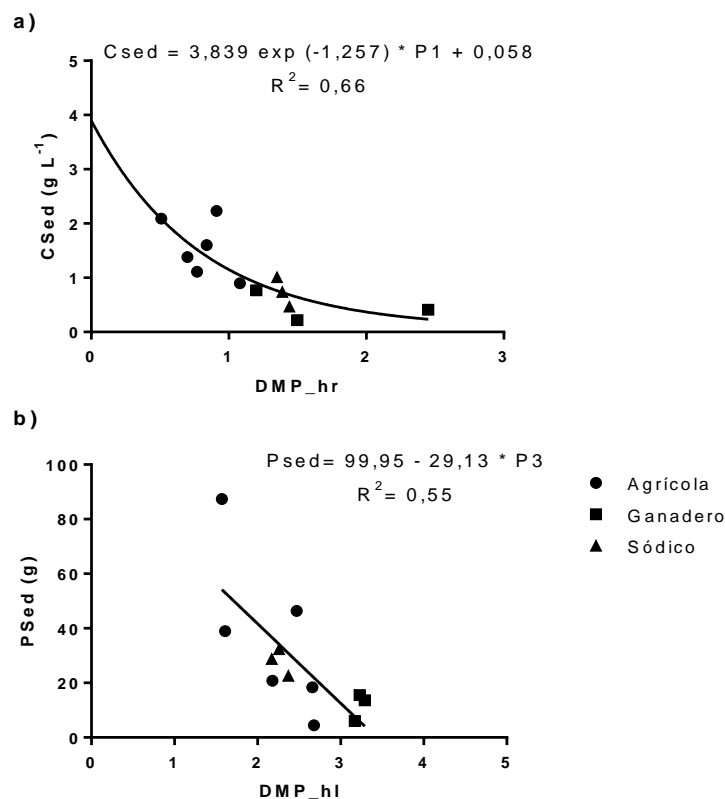


Figura 3.17. (a) Concentración de sedimentos en el agua de escurrimiento (CSed) (g L⁻¹), en función del diámetro medio ponderado determinado por el pretratamiento de humectación rápida de Le Bissonnais (DMP_hr) (1996). (b) Peso total de sedimentos escurridos (PSed) (g), en función del diámetro medio ponderado determinado por el tratamiento de humectación lenta de Le Bissonnais (DMP_hl) (1996).

Estos resultados ponen de manifiesto la importancia de preservar y/o favorecer los factores de resistencia edáfica, caracterizados en este caso por la estabilidad de la estructura de los suelos estudiados, frente a la agresión climática asociada al impacto de las gotas de lluvia de alta intensidad y energía cinética.

Pérdida de fósforo edáfico a través del escurrimiento

Si bien Ongley (1997) destaca el papel de los sedimentos como el principal contaminante que genera la agricultura sobre los sistemas hidrológicos superficiales, el fósforo también es reconocido como un poluyente significativo de los recursos hídricos a nivel mundial. Sin embargo, en el presente estudio no se hallaron diferencias significativas en el contenido de fósforo en el agua de escurrimiento para los distintos tratamientos ($p > 0,05$; Fig. 3.18a). Tampoco se encontraron relaciones significativas entre el fósforo perdido en el escurrimiento y el resto de las variables estudiadas. Por su parte, la relación entre la concentración de P extractable presente en los primeros centímetros del suelo y su concentración en el agua de escurrimiento tampoco presentó una tendencia definida (ver Fig. 3.18b), lo que era esperable según la bibliografía (Sharpley, 2016). Es posible que la falta de relación entre estas variables, se deba en parte a los bajos contenidos de P extractable que se midieron en los suelos analizados.

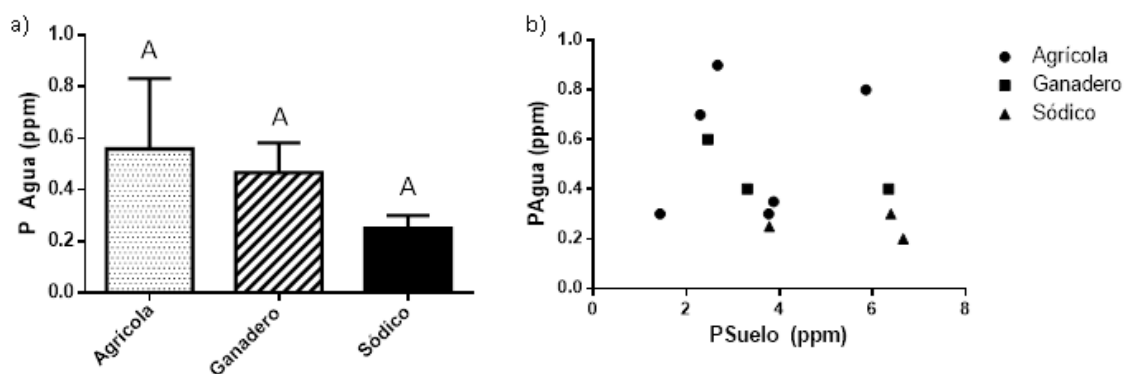


Figura 3.18. (a) Concentración de fósforo en el agua de escurrimiento (expresado en ppm) y (b) Diagrama de dispersión del fósforo en el agua de escurrimiento en función del fósforo Bray en el suelo. Las barras de error representan el desvío estándar.

3.4.6 Glifosato y AMPA en el suelo y escurrimiento

En mayo de 2015 (aproximadamente 6 meses luego de la aplicación del herbicida), se logró detectar la presencia de glifosato ($49,7 - 194,3 \mu\text{g kg}^{-1}$) y AMPA ($199,3 - 823,6 \mu\text{g kg}^{-1}$) en el suelo del tratamiento Agrícola, pero no así en los restantes tratamientos (Ganadero y Sódico). A su vez, el agua de escurrimiento proveniente de las simulaciones de lluvia realizadas en el tratamiento Agrícola, presentó concentraciones detectables de glifosato en 5 de los 6 casos estudiados ($0,19-0,57 \mu\text{g L}^{-1}$), Paradójicamente en ninguno de ellos se logró registrar AMPA. En los restantes tratamientos no hubo detección de glifosato ni AMPA en el agua de escurrimiento, tal como era de esperar, ya que los suelos tampoco habían presentado dichos productos.

Las concentraciones de glifosato registradas en el escurrimiento fueron similares a las encontradas por Sasal et al. (2010) en Pergamino, cuya medición fue realizada un mes después de la siembra de soja y en forma posterior a la ocurrencia de algunos eventos de precipitación y escurrimiento importantes. Las presentes mediciones, realizadas en el partido de San Pedro, en la cuenca media del Arroyo del Tala, superaron algunos de los estándares internacionales de calidad. Por ejemplo, el límite que establece la Unión Europea ($0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ por plaguicida individual y $0,5 \mu\text{g L}^{-1}$ para el total de plaguicidas) fue superado. En cambio, la legislación estadounidense establece valores más elevados, que no fueron superados en el presente estudio (entre 6 y $700 \mu\text{g L}^{-1}$, de acuerdo al estado). Con respecto a las condiciones en que se realizó este ensayo, cabe destacar lo siguiente: algunos trabajos mencionan que las mayores pérdidas de herbicidas asociadas a escurrimiento superficial, son provocadas por precipitaciones temporalmente cercanas al momento de la aplicación (Screpanti y Accinelli 2005; Shipitalo et al., 2006; Yang et al., 2015). En tal sentido, el presente estudio se realizó en mayo de 2015, habiendo caído 615 mm de lluvia desde la aplicación del producto, de los cuales 8 eventos superaron los 30 mm diarios, entre ellos una lluvia de 75 mm a pocos días de la aplicación del glifosato. A pesar de estas lluvias y la interacción con los restantes factores ambientales incluyendo el propio cultivo de soja, el producto se hallaba presente en la superficie del suelo en una concentración significativa.

Se observó una correlación negativa significativa ($r: -0,94; p<0,01$ y $r: -0,83; p=0,04$) entre la concentración del glifosato y AMPA en el suelo del tratamiento Agrícola y el Coef. E. También hubo correlaciones negativas entre la DAP y la concentración de glifosato y AMPA ($r:-0,87; p=0,02$ y $r:-0,8; p=0,06$, respectivamente). A su vez la concentración de glifosato en el suelo se correlacionó positivamente con la estabilidad estructural ($r: 0,85; p=0,03$), mientras que la de AMPA se asoció también positivamente al COT ($r: 0,87; p=0,02$).

De acuerdo a los resultados obtenidos en este capítulo, el escurrimiento está más asociado a las características genéticas del perfil edáfico que al uso de la tierra. En ese sentido, es posible que aquellos sitios que presentaron mayores Coef. E. en el ensayo de simulación de lluvia posiblemente hayan tenido mayores escurrimientos en las precipitaciones ocurridas entre la aplicación de glifosato y el ensayo de simulaciones de lluvia. Se postula, en consecuencia, que estos mayores escurrimientos significaron una pérdida mayor de glifosato en el suelo en ese periodo, lo cual explicaría la correlación del Coef. E. en las simulaciones de lluvia con los contenidos de glifosato y AMPA en el suelo. En el caso de COT y EE, el signo positivo de la correlación indicaría que cuanto mayor fuera el contenido de COT y EE, menor sería la pérdida de herbicida. En este caso, es posible que esta relación se deba a que aquellos sitios con mayor COT y EE tienen menos erosión (Fig. 3.17), y por lo tanto menos pérdida de glifosato adsorbido al material particulado (Yang et al., 2015).

Todas estas relaciones permiten inferir que, en las intensas lluvias ocurridas luego de la aplicación de glifosato, se habrían movilizad al Arroyo del Tala mayores cantidades de glifosato desde los sitios Agrícolas con mayor Coef. E y más degradados. En resumen, los resultados obtenidos permiten suponer que la dinámica de movimiento del glifosato y AMPA en estas tierras está principalmente asociada al escurrimiento superficial y a la erosión, y no tanto al movimiento en profundidad.

3.4.7 Relación entre las variables edáficas y el volumen y calidad del escurrimiento

Para poder interpretar el grado de asociación entre el conjunto de las variables edáficas medidas y los escurridos obtenidos, se procedió a realizar un análisis de componentes principales. El mismo incluyó las siguientes propiedades, que fueron determinadas en forma conjunta con la realización de las simulaciones de lluvia: textura, DAP (0-6 cm), pH (0-6), CE (0-6 cm), EE (P1, P2, P3 y DMP), hidrofobicidad (Hdf), COT, COPf, COPg, COPtot, profundidad al horizonte Bt (PBt), contenido de humedad volumétrica (Hum), Riqueza, Dominancia y Diversidad microbiana, biomasa vegetal aérea. Las variables correspondientes a los ensayos de simulación de lluvia que se tomaron en cuenta para este análisis fueron las siguientes: infiltración básica (Ib), coeficiente de escurrimiento (Coef. E.), concentración de sedimentos en los escurridos (CSed), producción de sedimentos totales (PSed) y concentración de glifosato en el agua de escurrimiento (GlifoAgua).

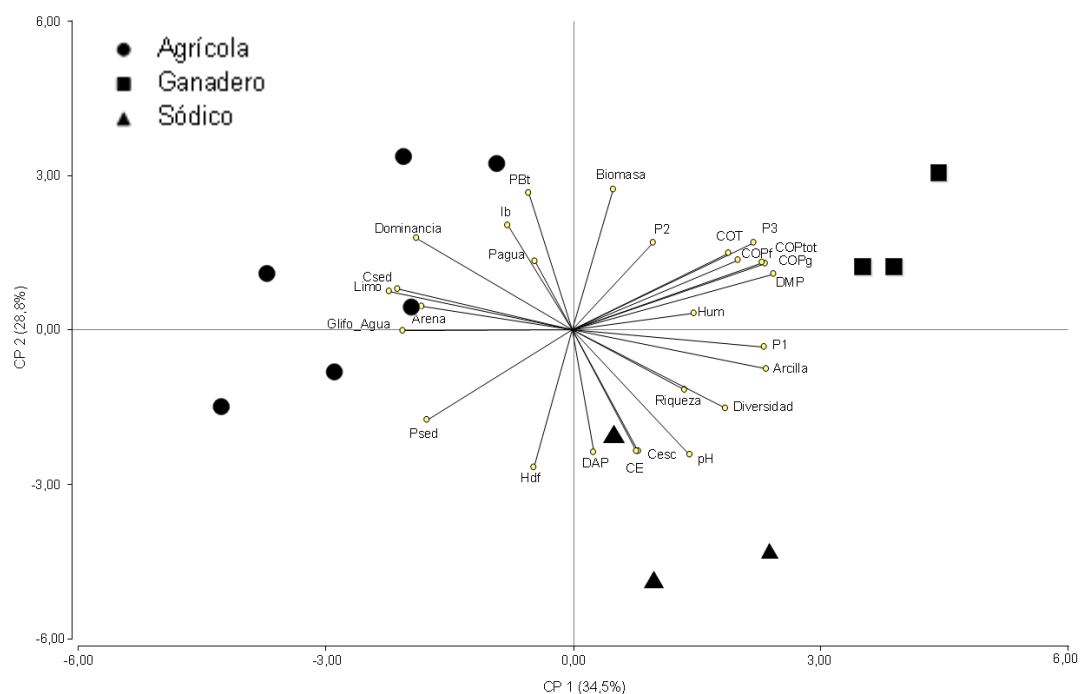


Figura 3.19. Análisis de Componentes Principales. Los puntos indican sitios de los distintos tratamientos (Círculos: Agrícola, Cuadrados: Ganadero y Triángulos: Sódico)

Los componentes principales 1 y 2 (CP1 y CP2) explicaron el 66% de la variación total (Figura 3.19). En el CP1 el mayor porcentaje de la variabilidad total se ve explicada por variables relacionadas al manejo, tales como EE (P₁, P₂, P₃, DMP), COT y COP (Figura 3.19, Tabla 3.6). El Psed y CSed también tienen un peso importante en este eje, y se encuentran enfrentados a las variables edáficas anteriormente descritas. El CP2 estuvo más relacionado propiedades edáficas inherentes (estables frente al cambio de uso), tales como PBt, el pH y CE. Estas variables se encontraron asociadas a la IB y CEsc. Es decir que, a medida que aumentó la profundidad del horizonte superficial de estos suelos, presentando este menor alcalinidad y CE, aumentó la infiltración básica y disminuyó el escurrimiento. La granulometría e índices microbiológicos se encontraron en una posición intermedia, bastante asociados entre sí y con la producción de sedimentos.

Tabla 3.6. Autovectores del Análisis de Componentes Principales.

Variables	CP1	CP2
P1	0,27	-0,07
P2	0,14	0,17
P3	0,27	0,17
DMP	0,30	0,09
Ib	0,07	0,25
Hum	0,17	0,02
PBt	-0,03	0,31
CSed	-0,23	0,13
CEsc	0,06	-0,28
Glifo_Agua	-0,24	0,03
Biomasa	0,09	0,30
PSed	-0,22	-0,17
COT	0,24	0,15
DAP	0,01	-0,27
pH	0,13	-0,30
CE	0,06	-0,28
COPg	0,29	0,11
COPf	0,26	0,13
COPtot	0,29	0,12
Limo	-0,25	0,12
Arcilla	0,26	-0,12
Hdf	-0,09	-0,30
Riqueza	0,14	-0,16
Dominancia	-0,20	0,24
Diversidad	0,19	-0,21

A modo de resumen, podría decirse que en el área piloto el avance de la agricultura no influyó de manera marcada sobre la cantidad de agua escurrida, la cual estuvo más asociada a características heredadas del perfil, tales como la PBt, pH y CE. Para interpretar este resultado debe considerarse que los ensayos con lluvia simulada fueron efectuados con elevado contenido de agua en el suelo, condición antecedente que resulta frecuente en estas tierras bajas pertenecientes a los planos aluviales. En dichas condiciones, las propiedades genéticas edáficas cobran relevancia por encima de la incidencia antrópica. Por el contrario, la producción de sedimentos se vinculó fuertemente a variables que resultaron modificadas por el cambio en el uso de la tierra, tales como el COT, COP y EE (P₁, P₂, P₃, DMP). .

3.5 Conclusiones

Objetivo 1

“Analizar en el mediano plazo, la incidencia del avance de la agricultura en tierras hidro-halomórficas sobre algunas propiedades edáficas (físicas, químicas y biológicas)”

Luego de 6 años de agricultura, algunas propiedades físicas, químicas y biológicas edáficas presentaron diferencias significativas entre el tratamiento Agrícola y el Ganadero.. Dentro de las propiedades físicas, la más afectada fue la EE. El pretratamiento 1 (DMPhr), asociado al efecto de desagregación por el estallido, fue el más sensible al cambio en el uso de la tierra. El pretratamiento 3 (DMPhl) mostró estrecha relación con las diferentes fracciones de carbono orgánico. Dentro de las propiedades químicas, el COT y sus fracciones particuladas también disminuyeron significativamente bajo uso agrícola. La estructura de las comunidades microbianas sufrió modificaciones importantes, resultando en menores índices de riqueza, diversidad y equitatividad bajo agricultura. Las comunidades microbiológicas presentes respondieron a características intrínsecas del perfil como la profundidad al Bt y el pH.

Luego del periodo de 6 años transcurrido desde el cambio en el uso de la tierra, algunas propiedades edáficas relevantes como EE y COT en los sitios agrícolas se deterioraron con una intensidad tal, que alcanzaron valores equiparables al del suelo sódico. Cabe remarcar, en esta instancia, que parte de las diferencias en estas propiedades podría deberse no solamente al avance de la agricultura sino también al menor contenido de arcilla en los primeros centímetros del perfil en el tratamiento Agricultura.

Objetivo 2

“Estudiar si el avance de la agricultura sobre las tierras mencionadas genera una variación en el volumen y la calidad de los escurrimientos superficiales, teniendo en cuenta su posible efecto sobre los cursos de agua colindantes”

El avance de la agricultura no afectó significativamente el volumen de escurrimiento, el cual estuvo más asociado a características del perfil como la profundidad al Bt. En cambio, la concentración de sedimentos resultó mayor bajo agricultura. Mientras que el coeficiente

de escurrimiento pudo ser explicado por la profundidad al Bt, DAP y la humedad volumétrica, la concentración de sedimentos estuvo muy asociada a la EE. El avance de la agricultura determinó la generación de escurrimientos con concentraciones de glifosato que superaron algunos estándares internacionales, a pesar de haber transcurrido casi medio año desde su aplicación.

Estos resultados indican que los suelos que cambiaron de uso están generando escurrimientos que podrían afectar la calidad del agua del Arroyo del Tala.

Objetivo 3

“Identificar parámetros edáficos sensibles al cambio en el sistema productivo, para que puedan ser utilizados como indicadores de procesos de degradación en tierras de características similares”

Dentro de las variables físicas, la EE fue una propiedad muy sensible al cambio en el uso de la tierra. El pretratamiento 1 (DMPhr) fue el más afectado por los cambios en el sistema productivo, mientras que el 3 (DMPhl), si bien tuvo una respuesta menos marcada, fue también sensible al cambio en el uso de la tierra y estuvo correlacionado con variables importantes como el COT y COP. Además, ambos pretratamientos se relacionaron con la producción de sedimentos. Si bien no hubo diferencias significativas en la DAP entre usos distintos, esta propiedad resultó importante debido a su correlación con la escorrentía y la estructura microbiana.

Dentro de las variables químicas, el COT, COPg y COPf se vieron afectados por el cambio de uso de la tierra. Sin embargo, la determinación de COPg y COPf es más compleja y presenta elevada variabilidad. El pH y la CE no pudieron asociarse al cambio en el uso de la tierra, no obstante resultaron muy importantes para describir los sitios, estando estas propiedades correlacionadas con las variables biológicas.

Por su elevado costo y mayor dificultad de las técnicas, se decidió no incluir como indicadoras aquellas propiedades derivadas del análisis del DGGE, así como las provenientes de los ensayos de simulación de lluvia.

CAPITULO 4

Incidencia del avance de la agricultura sobre variables físicas y químicas de
suelos ubicados en el plano aluvial del Arroyo del Tala

4.1 Introducción

En la región pampeana, una de las propiedades edáficas más estudiadas es el COT, debido a su injerencia sobre el funcionamiento general del suelo y su estrecha relación con el manejo agropecuario. Según Álvarez (2001), el stock de C en los primeros 20 cm del suelo disminuyó fuertemente en la Pampa Ondulada (50%), mucho más que en el resto de la región pampeana, debido a que las condiciones climáticas favorecen la mineralización (mayores precipitaciones y temperaturas), y a la extensa historia de explotación agrícola. Por su parte, trabajando en la misma región, Milesi Delaye et al. (2013) estimaron la disminución en los niveles de COT bajo agricultura en dos periodos: el primero bajo labranza convencional (1900-1990) y el segundo bajo siembra directa con tendencia al monocultivo de soja (1990-2012). En los primeros 20 años de labranza convencional, ocurrió un descenso del COT del 27%, a partir del cual los niveles se mantuvieron estables. En el período de siembra directa, ocurrió una nueva disminución del COT (13%), que a la actualidad no estaría estabilizada, sino que continuaría descendiendo durante las próximas tres décadas a menos que ocurran cambios en las rotaciones (mayor diversidad de cultivos).

El stock de C presente en el suelo depende del tipo de suelo, su contenido inicial de C, el uso previo y actual de la tierra, el sistema de labranza, la cobertura vegetal y el manejo de los residuos (Robertson y Paul, 2000; Álvarez, 2001). Un elevado contenido de COT brinda características favorables a los suelos (Studdert y Echeverría, 2000), generando condiciones favorables para una mayor productividad (Bauer y Black, 1994). Sin embargo, los valores de COT en la Pampa Ondulada no muestran relación con el rendimiento de los cultivos, debido a que en general estos se encuentran por encima del umbral bajo el cual serían limitantes (Álvarez y Steinbach, 2010a).

Una elevada productividad resulta en un mayor aporte de residuos, lo que favorece el secuestro de C en el suelo. En ese sentido, la incorporación de cultivos de cobertura y la diversificación e intensificación de las rotaciones podría favorecer dicho proceso (Delgado et al., 2011).

En sistemas agrícolas de la Región Pampeana, Caride et al., (2012) relacionaron la radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA), estimada a través del NDVI, con el

balance de C orgánico del suelo en lotes agrícolas, ganaderos y mixtos de la Pampa Ondulada, con un buen grado de ajuste. En ese trabajo, el balance de carbono del suelo a 60 años (bajo labranza convencional y sin fertilización) fue negativo, aunque presentó valores cercanos a la neutralidad cuando la RFAA fue alta. Más recientemente, se establecieron relaciones entre un índice de provisión de servicios ecosistémicos (IPSE), derivado de la dinámica estacional del NDVI, y el secuestro de C (Paruelo et al., 2016). La predicción del balance de C a partir del IPSE, que se calcula con el NDVI_I y su CV intraanual, presentó un ajuste bastante adecuado ($r^2 = 0,63$).

Los suelos de la Pampa Ondulada, si bien son muy fértiles, son susceptibles a la degradación física, principalmente debido a su elevado contenido de limos finos (Cosentino y Pecorari, 2002; Álvarez et al., 2009). En las últimas décadas, la siembra directa se generalizó en esta región, lo cual mejoró la estabilidad de los agregados, aunque a la vez indujo una densificación en los primeros centímetros del suelo (Chagas et al., 1994). La mayor EE en siembra directa estaría relacionada al aporte continuo de residuos y a la ausencia de disturbios, que resulta en un mayor contenido de COT en el suelo. Por su parte, el monocultivo de soja disminuye la calidad física del suelo respecto al monocultivo de maíz, debido a que el primero genera un balance más negativo de carbono en el suelo. Esto se debe al escaso aporte de residuos vegetales que produce la soja, los cuales a su vez presentan rápida descomposición por su baja relación carbono/nitrógeno (Chagas et al., 1995). Sin embargo, Castiglioni et al. (2013), estudiaron dos secuencias de cultivos contrastantes en cuanto a la presencia de soja en la rotación, sin encontrar diferencias en la calidad física edáfica, la cual en ambos casos era menor respecto a un ambiente natural.

Si bien existen numerosos trabajos que estudiaron la calidad físico-química de suelos con aptitud agrícola de Pampa Ondulada, la mayoría fueron realizados en suelos de posiciones altas y bien drenados. Sin embargo, en las últimas décadas, la agricultura avanzó también sobre sectores bajos del paisaje, siendo los suelos presentes menos productivos y más susceptibles a procesos de degradación física, química y biológica, y a la erosión hídrica. Por lo tanto, es importante conocer la respuesta de dichas tierras, que fueron incorporadas a la agricultura en las últimas décadas, a distintos procesos de degradación.

A tal efecto y para evaluar el estado de degradación de las tierras con características hidrohalomórficas correspondientes a la cuenca del Arroyo del Tala y sobre las que avanzó la actividad agrícola, se seleccionaron algunas de las variables utilizadas en el área piloto (capítulo 3) y que cumplieran con al menos dos de las siguientes condiciones: i) que hubieran resultado sensibles al cambio en el uso de la tierra, ii) que estuviesen relacionadas al escurrimiento o a la salida de sedimentos, y iii) que fuesen de determinación relativamente sencilla, favoreciendo de esta manera su análisis en otras cuencas que estén experimentando procesos de agriculturización en sectores bajos del paisaje. También se incluyeron otras variables que permitan comparar las características de los distintos perfiles evaluados en cada sitio de muestreo y se realizó una pequeña descripción del mismo registrando la profundidad de sus horizontes.

Dentro de los sectores bajos del paisaje correspondientes a la cuenca media y alta del Arroyo del Tala, se seleccionaron un conjunto de lotes apareados bajo actividad agrícola y ganadera. En ellos se evaluó el estado de degradación de los suelos utilizando algunas variables físicas y químicas sensibles al cambio de uso de la tierra. Las propiedades edáficas analizadas se relacionaron a su vez con algunos índices asociados a la historia agrícola y a al NDVI obtenido a partir del análisis de imágenes provistas por sensores remotos. En estas tierras, se estimó el escurrimiento y la producción de sedimentos, utilizando los modelos desarrollados en el área piloto.

4.2 Objetivos

El **objetivo general** de este capítulo es: Validar en otros sitios del plano aluvial del Arroyo del Tala, el comportamiento de las variables edáficas seleccionadas en el área piloto, relacionando a su vez su valor con algunos índices obtenidos mediante la teledetección.

Los **objetivos específicos** son:

- 1) Validar los resultados obtenidos en el área piloto en otros sitios similares del plano aluvial del Arroyo del Tala sobre los que avanzó la agricultura en los últimos 30 años.

- 2) En dichos sitios, relacionar el grado de deterioro edáfico con distintos índices obtenidos a partir del análisis de imágenes satelitales, asociados a la intensificación del uso de la tierra y a los años de explotación agrícola.
- 3) Con la información edáfica generada, estimar para ambos usos de la tierra el escurrimiento y la producción de sedimentos a través de los modelos desarrollados en el área piloto.

4.3 Materiales y métodos

Para el desarrollo de este capítulo, se utilizaron otros lotes bajo uso agrícola (n=7) y ganadero (n=7) colindantes entre sí, ubicados en el plano aluvial de la cuenca de Arroyo del Tala. Los lotes relevados fueron seleccionados a partir del mapa sintético de uso de la tierra de la cuenca del Arroyo del Tala (Fig. 2.1). De acuerdo a las conclusiones surgidas en el capítulo 3, las variables edáficas estudiadas fueron: textura, pH (Page et al., 1982), CE (Rhoades, 1982), humedad volumétrica, DAP: método del cilindro (Burke et al., 1986), profundidad al horizonte Bt, EE (Le Bissonnais, 1996), MOT: método de oxidación húmeda de Walkley y Black (Nelson y Sommers, 1982).

Dentro de cada lote se realizaron 3 pozos de observación para caracterizar el perfil edáfico. La ubicación de estos pozos fue seleccionada de manera aleatoria. En cada uno de ellos se realizó una descripción de los horizontes presentes y se registró la profundidad al Bt. Esta descripción de los perfiles de los lotes colindantes permitió evaluar si los suelos estudiados en los ambos lotes eran similares entre sí, permitiendo su comparación. También, en cada uno de ellos se tomaron muestras de suelo para DAP y humedad (0-6 cm). También se tomó una muestra compuesta no disturbada (0-12 cm) para pH, CE, textura, EE y MOT, con suelo adyacente a cada uno de los tres pozos de observación. De los 3 pozos de observación, se seleccionó aquel perfil que fuese considerado más representativo de cada lote, del cual se extrajo material para la determinación de pH, CE y DAP del horizonte Bt. La profundidad de muestreo para estas determinaciones fue de 6 cm desde el límite superior del horizonte B. Debe tenerse en cuenta que el espesor de suelo muestreado fue siempre el

mismo, por lo cual, teniendo en cuenta las diferencias en DAP, la masa de suelo muestreada es distinta en cada sitio. La ubicación de los lotes puede verse en la Fig. 4.1.

Para estimar la cantidad de años bajo agricultura de los distintos sitios de observación mencionados previamente, se interpretaron los valores de NDVI de imágenes de los sensores TM y ETM ubicados en las plataformas satelitales LandSat 5 y 7, respectivamente. Se analizaron un total de 33 imágenes satelitales para el periodo comprendido entre febrero de 1986 y marzo de 2008. Para determinar que un lote había cambiado su uso a agricultura se analizó la dinámica del NDVI a lo largo del año en función de las fenologías de los cultivos de siembra habitual en la región. Valores elevados de NDVI entre diciembre y marzo, y bajos entre abril y octubre resultan indicativos del uso agrícola. Los altos valores de NDVI durante la estación de crecimiento de cultivo, seguidos de un periodo de barbecho con bajo NDVI, hacen que la variabilidad intraanual de la curva estacional de NDVI sea elevada (Roldán et al., 2010; Baeza et al., 2010; ver capítulo 1). En cambio, valores intermedios de NDVI sostenidos a lo largo del año se consideran indicativos del pastizal, de acuerdo a las curvas estacionales descriptas en el capítulo 1 y en la bibliografía (Guerschman y Paruelo, 2005; Baeza et al., 2014)

A partir de los datos de NDVI de MODIS, se obtuvieron índices derivados de la dinámica estacional del NDVI en los lotes bajo estudio: NDVI_I, CV, MIN y MAX (para más detalles de los índices y del producto MOD13Q1 ver sección 2, capítulo 1). Dichos índices fueron promediados para las campañas 2007-2008 a 2015-2016, es decir, desde que todos los lotes agrícolas ya habían cambiado de uso hasta la campaña en la que se realizó el muestreo. El producto MOD13Q1 del sensor MODIS (ORNL DAAC, 2017) fue obtenido de la plataforma Google Earth Engine (Gorelick, 2013). En dicho producto, los valores de NDVI se encuentran multiplicados por 10.000 y en este capítulo son presentados de esa manera. A diferencia del capítulo 1, en el que se seleccionaron únicamente lotes que tenían píxeles 100% puros, en este capítulo se utilizaron algunos píxeles con menor pureza, cuando no hubiese al menos uno puro. Para los lotes que tenían al menos un píxel con 100% de pureza, se utilizó el promedio de esos píxeles (5 lotes: 2 agrícolas y 3 ganaderos). Luego, se pasó a 75% de pureza (8 lotes: 5 agrícolas y 3 ganaderos) y, finalmente a 50% (1 lote ganadero).

Para evaluar el efecto del uso de la tierra sobre las propiedades edáficas analizadas, se utilizó un test t de Student apareado. A su vez, para relacionar las variables edáficas entre sí y con el NDVI_I, se realizaron regresiones simples y múltiples. También se efectuaron correlaciones de Pearson entre las variables edáficas y algunos índices asociados a la historia de los lotes. Los supuestos que subyacen en este capítulo son: 1) que los suelos de los lotes ubicados en forma apareada presentan idénticas características; 2) que el uso de los lotes apareados, previo a la incorporación de la actividad agrícola fue igual; 3) que el estado actual del lote ganadero es equivalente al del agrícola previo a que ocurriese el cambio de uso.

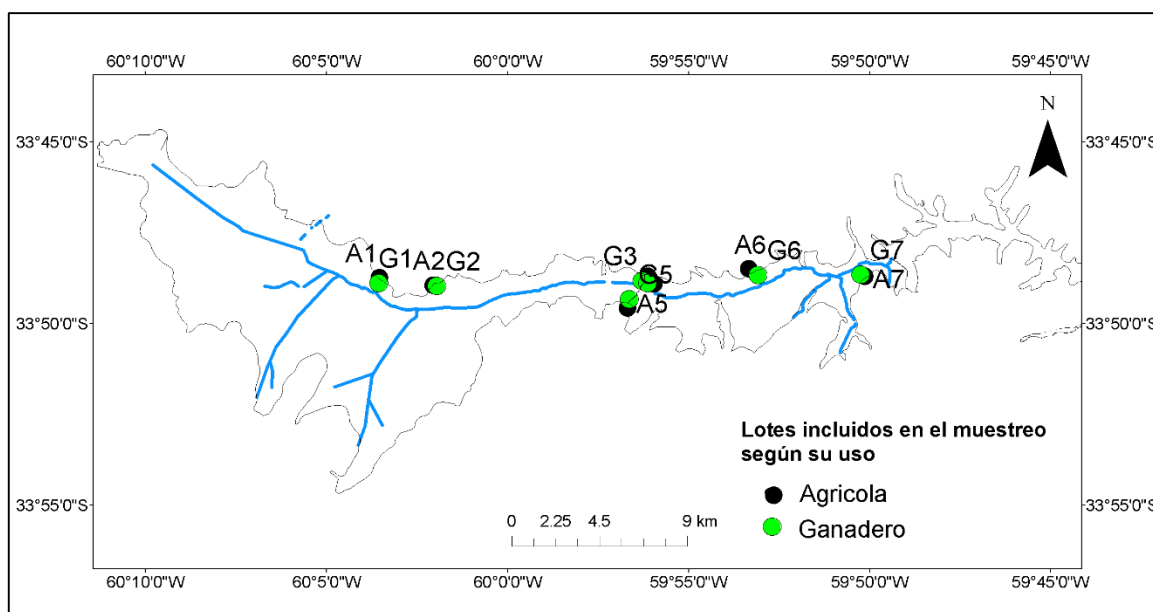


Figura 4.1. Ubicación de los lotes bajo estudio en la cuenca del arroyo del Tala. Se encuentra delimitada la zona de plano aluvial.

4.4 Resultados y discusión

El análisis de los rasgos morfológicos edáficos, tales como el espesor del horizonte superficial y por ende la profundidad al horizonte Bt, sumado al resultado de las propiedades físicas y químicas obtenidas en laboratorio, permiten considerar que tanto los suelos del área testigo como los que se detallan en el presente capítulo, se encuentran incluidos dentro del rango de variación edáfica propio de la serie Santa Lucia descrita por INTA (1996)

Para ejemplificar lo anteriormente señalado, se menciona que una propiedad muy significativa como es la profundidad media del horizonte Bt resultó muy similar para los tratamientos comprendidos en el presente capítulo: 21,3 cm para Agricultura y 21,5 cm para Ganadería. Lo propio se pudo comprobar respecto de la textura del horizonte superficial (Tabla 4.1) y del horizonte Bt de los suelos analizados.

Tabla 4.1 Granulometría de los lotes estudiados

Lote	Uso	Arena	Arcilla (%)	Limo
1	Ag	9.62	22.76	67.62
	Gan	8.58	36.43	54.98
2	Ag	17.80	21.56	60.64
	Gan	17.91	21.21	60.89
3	Ag	15.98	22.66	61.36
	Gan	13.64	25.67	60.69
4	Ag	13.25	26.67	60.08
	Gan	13.80	20.52	65.68
5	Ag	11.81	27.05	61.13
	Gan	10.06	23.14	66.81
6	Ag	12.58	23.60	63.82
	Gan	9.94	17.06	73.00
7	Ag	12.94	26.86	60.20
	Gan	11.53	25.05	63.42

4.4.1 Efecto del avance de la agricultura sobre las características físico/químicas de los suelos del plano aluvial

El uso agrícola presentó un valor de pH significativamente menor que el ganadero en el estrato 0–6 cm (horizonte A; Fig. 4.2). La diferencia fue de 0,74 puntos de pH. Contrariamente, no hubo diferencias significativas en el pH del horizonte Bt entre usos de la tierra. El uso de fertilizantes nitrogenados tiende a aumentar la acidez de los suelos (Barak et al., 1997; Chien et al., 2008). Este efecto, sumado a la extracción de bases por parte de los cultivos (Zhang et al., 2009), podría explicar la acidificación registrada. Valores de pH inferiores a 5,5 (el promedio bajo agricultura fue 5,24) pueden producir algunos desequilibrios químicos que afectan la disponibilidad de nutrientes, disminuyendo la productividad de los cultivos (Gonzalez et al., 2011).

La CE no presentó diferencias significativas en ninguna de las profundidades estudiadas, con valores promedio de 0,5 dS m⁻¹ en el estrato de 0-6 cm (horizonte A) y 1,15 dS m⁻¹ para el Bt (Fig. 4.3). Este resultado no coincide con lo hallado por Cisneros et al., (1999), quienes trabajaron con suelos hidrohalmórficos bajo sistemas pastoriles del sur de Córdoba. Dichos autores mencionaron que la ausencia de cobertura vegetal superficial en un marco de degradación física, favorecería el ascenso de sales a la superficie. En el presente estudio se esperaba un comportamiento similar al mencionado por estos autores, pero sin embargo no hubo diferencias entre los usos, ni asociación de la CE con características físicas del suelo como la EE y DAP (lo cual será aclarado en detalle en la sección “Relación entre variables edáficas”). Respecto a otros trabajos realizados en suelos hidro-halomórficos, en este caso la influencia de la napa sobre las propiedades edáficas superficiales es muy poca.

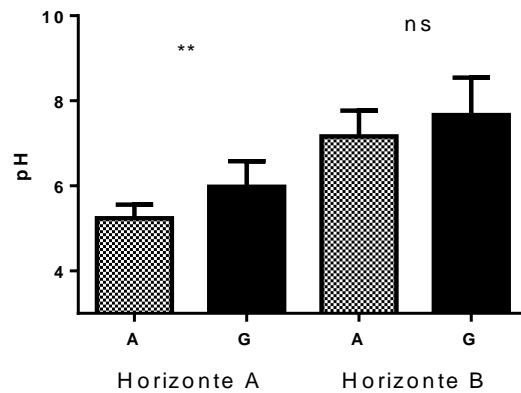


Figura 4.2. Valores de pH del uso Agrícola (A) y Ganadero (G), para los horizontes A (0-6 cm) y Bt (6 cm profundidad desde el límite superior del B). Los asteriscos indican la existencia de diferencias significativas en el test t apareado, para cada horizonte (* $p=0,05$, ** $p<0,01$; *** $p<0,001$; ns $p>0,05$). Las barras de error representan el desvío estándar.

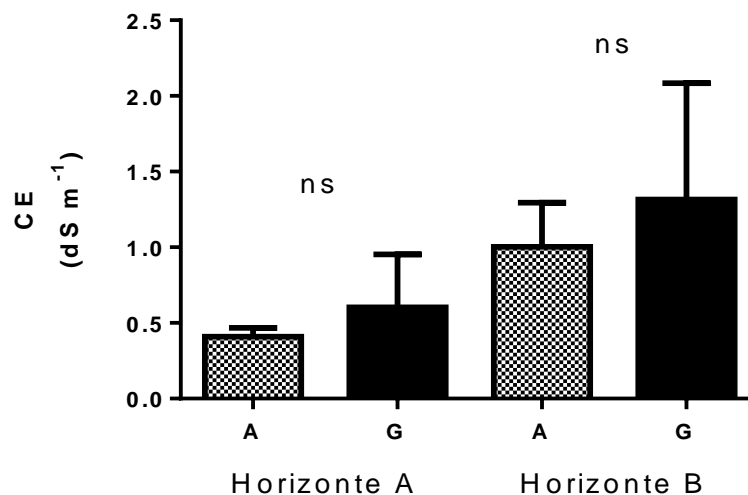


Figura 4.3. Valores de CE del uso Agrícola (A) y Ganadero (G), para los horizontes A (0-6 cm) y B (6 cm de profundidad desde el límite superior del B). Los asteriscos indican la existencia de diferencias significativas en el test t apareado, para cada horizonte (* $p=0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$; ns $p>0,05$). Las barras de error representan el desvío estándar.

La DAP presentó, al igual que el pH, diferencias significativas únicamente en el estrato 0-6 (horizonte A; Figura 4.4). El incremento fue del 6% para el horizonte superficial del suelo bajo agricultura, alcanzando valores promedio de $1,24 \text{ g cm}^{-3}$. En suelos agrícolas de la región pampeana cuyo sistema de labranza es la siembra directa, se encontraron aumentos en la DAP, en especial cuando ésta es menor a $1,3 \text{ g cm}^{-3}$ (Chagas et al., 1994;

Álvarez y Steinbach, 2009). Pese a que se produjo una compactación superficial, los valores registrados en este trabajo se encuentran bastante por debajo de los umbrales críticos a partir de los cuales se compromete el desarrollo del cultivo de trigo en suelos molisoles (Wilson et al., 2013).

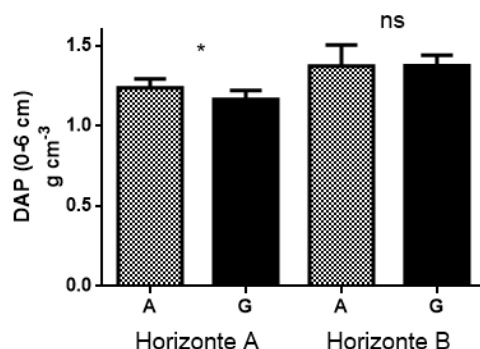


Figura 4.4. Valores de DAP del uso Agrícola (A) y Ganadero (G), para los horizontes A (0-6 cm) y B (6 cm de profundidad desde el límite superior del B). Los asteriscos indican la existencia de diferencias significativas en el test t apareado, para cada horizonte (* $p=0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$; ns $p>0,05$). Las barras de error representan el desvío estándar.

A pesar del diferente uso de la tierra, la humedad volumétrica no presentó diferencias significativas en el estrato 0-6 cm (horizonte A; Fig. 4.5) ni en el horizonte B (Fig. 4.5). Sin embargo, debido a que la humedad es una variable muy dinámica, regulada entre otras cosas por las precipitaciones, la capacidad de infiltración y retención hídrica de los suelos y el consumo de agua de la vegetación, estos resultados puntuales no permiten concluir acerca de los efectos generados sobre esta propiedad por usos de la tierra contrastantes. En ese sentido, debido a la relevancia de un aprovechamiento adecuado del agua, integrado a un manejo agro-hidrológico a nivel de cuenca que tienda a disminuir los excesos hídricos (Montico, 2004), es importante que estos aspectos sean abordados en futuros trabajos de investigación. Así como se estudió la relación entre el uso de la tierra y la recarga freática en relieves planos de la llanura chaco-pampeana (Nosetto et al., 2005; Santoni et al., 2010; García et al., 2018), en relieves más ondulados, donde la influencia de la napa es baja, la relación entre el avance de la agricultura, el consumo diferencial de agua y la generación de escurrimiento superficial debe ser estudiada con elevado nivel de detalle.

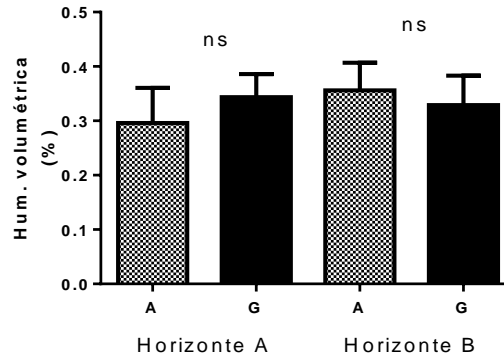


Figura 4.5. Humedad volumétrica (%) del uso Agrícola (A) y Ganadero (G) , para los horizontes A (0-6 cm) y B (6 cm de profundidad desde el límite superior del B). Los asteriscos indican la existencia de diferencias significativas en el test t apareado (* $p=0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$; ns $p>0,05$). Las barras de error representan el desvío estándar.

El COT presentó valores significativamente menores bajo agricultura para el estrato 0-12 cm, teniendo en la actualidad valores un tercio menores a los registrados bajo uso ganadero (Fig. 4.6a). Esta relación es muy similar a la encontrada para el área piloto (ver capítulo 3, Fig. 3.6). Por otra parte, el stock de C (0-12 cm) también presentó diferencias significativas. Los lotes agrícolas tuvieron en promedio un 28% menos de C que los ganaderos (Fig. 4.6b). Esta diferencia en el stock de C es menor a la reportada por Álvarez (2009) en toda la historia de explotación agropecuaria de la Pampa Ondulada, pero similar a la estimada por Milesi Delaye et al. (2013) para los primeros 20 años de agricultura de la Pampa Ondulada (antigüedad agrícola promedio en este trabajo = 16,4 años).

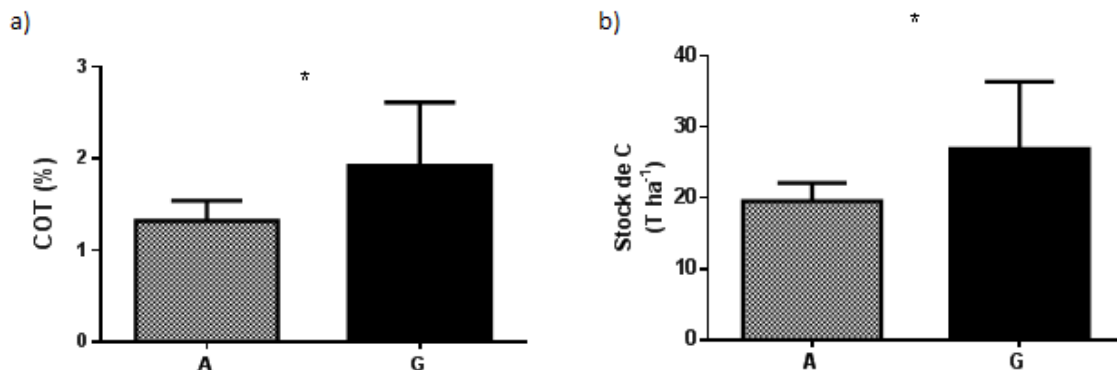


Figura 4.6. COT y stock de C del uso Agrícola (A) y Ganadero (G). Los asteriscos indican la existencia de diferencias significativas en el test t apareado (* $p=0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$; ns $p>0,05$). Las barras de error representan el desvío estándar.

La EE fue mayor en el uso ganadero ($p < 0,01$; Fig. 4.7). Todos los pretratamientos presentaron diferencias significativas, aunque el más sensible al cambio de uso de la tierra fue el de humectación rápida, al igual que en el área piloto. Los suelos limosos son muy susceptibles al efecto del estallido (Cosentino et al., 2006; Kraemer, 2015), lo cual coincide con los resultados encontrados en el presente trabajo, en suelos que además de ser limosos tienen características hidro-halomórficas.

Al igual que en el área piloto, el tratamiento de disgregación mecánica presentó diferencias significativas, aunque la magnitud de las diferencias entre tratamientos fue la más baja (Fig. 4.7). Esta menor sensibilidad en este pretratamiento se debió al contenido relativamente elevado de C presente en los suelos y al porcentaje de arcilla intermedio, lo cual favorece la cohesión entre agregados, dificultando su ruptura por disgregación mecánica. El DMP_{prom} para los lotes agrícolas se encontró en el rango de 1,2 a 2,5 mm. Según la clasificación de Le Bissonnais (1996), estos suelos serían clasificados de estables (1,3 a 2 mm) a muy estables (> 2 mm).

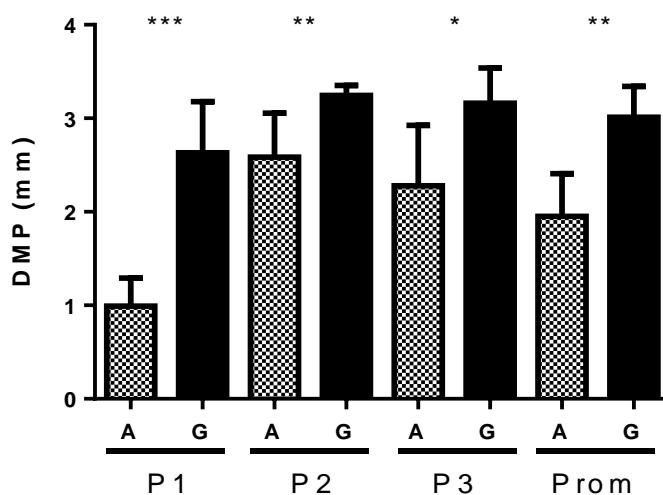


Figura 4.7. Diámetro medio ponderado de los distintos pretratamientos de Le Bissonnais (1996). P1: humedecimiento rápido; P2: disgregación mecánica; P3: humedecimiento lento; Prom: diámetro medio ponderado promedio de Le Bissonnais. Los asteriscos indican la existencia de diferencias significativas en el test t apareado (* $p = 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; ns $p > 0,05$). Las barras de error representan el desvío estándar.

4.4.2 Relación entre las variables edáficas estudiadas

Tabla 4.2. Correlaciones de Pearson entre las variables edáficas estudiadas. Los asteriscos indican la existencia del valor p de las correlaciones (* $p=0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$; ns $p>0,05$).

		DMPprom mm	DAP g cm^{-3}	pH	CE dS m^{-1}
DAP	g cm^{-3}	-0,61 *			
pH		0,61 *	-0,39 ns		
CE	dS m^{-1}	0,07 ns	-0,01 ns	0,54 *	
COT	%	0,62 *	-0,5 ns	0,64 *	0,01 ns

Aquellas propiedades del horizonte A que resultaron modificadas por el avance de la agricultura (DAP, DMPprom y COT), también presentaron correlaciones significativas entre sí (Tabla 4.1). La excepción es la DAP, que si bien sufrió alteraciones por el cambio de uso, únicamente correlacionó de manera significativa con el DMPprom. La bibliografía menciona relaciones inversas entre DAP y COT, debido a la baja densidad relativa de la materia orgánica y a que el COT, especialmente en sus fracciones lábiles, aporta a la macroagregación y EE, lo cual se traduce en mayor macroporosidad (Six et al., 2002). En este trabajo, no hubo relación significativa entre la DAP y COT, pero sí entre DAP y DMPprom.

Otra relación muy estudiada es la existente entre COT y EE. De hecho, en muchos suelos, el COT es el principal agente de agregación y estabilización de agregados (Tisdall y Oades, 1982; Six et al., 2002). Por otro lado, la relación es recíproca porque los agregados estables mantienen protegido y estabilizado al C de la acción de microorganismos descomponedores (Chung et al., 2010). En este trabajo, se establecieron correlaciones significativas y positivas entre el COT y los pretratamientos de humectación rápida y lenta, pero no con el de disgregación mecánica (Tabla 4.2). Se planteó una regresión múltiple entre el COT y el DMPprom, incluyendo al uso de la tierra como variable categórica *dummy* (Fig. 4.8). En la regresión múltiple, la pendiente que relaciona ambas variables fue la misma para ambos usos, pero con una ordenada al origen 0,92 mm menor en el uso agrícola. Incorporar esta variable *dummy* mejoró el ajuste: el R^2 pasó de 0,77 (para la regresión lineal simple) a 0,91 (la salida completa del modelo se encuentra en el Anexo V). La significancia obtenida

al incorporar la variable uso de la tierra estaría indicando que hay otros factores asociados al manejo aparte del carbono que estarían influyendo sobre la EE

Utilizando el método de Le Bissonnais, Gabioud et al. (2011) presentaron para Entre Ríos una relación entre el COT y el DMP_prom significativa, aunque con un ajuste mucho menor al presentado en esta tesis ($R^2=0,3$). Estos autores trabajaron con tres órdenes de suelos distintos (Molisol, Vertisol y Alfisol), los cuales presentaban variabilidad en el porcentaje de arcillas, al igual que en el de arcillas esmectíticas. Dos suelos con niveles similares de COT pero textura y mineralogía contrastante pueden variar en su EE (Kraemer, 2015). Por su parte, Novelli et al. (2013), también trabajando en Entre Ríos, plantearon al pretratamiento de humedecimiento rápido como el más adecuado para diferenciar usos de la tierra en suelos cuyo agente principal de agregación es el C orgánico, mientras que el pretratamiento de humedecimiento lento sería el más apropiado para Vertisoles, debido a su contenido de arcillas expandentes que provocan la microfisuración de agregados por expansión y contracción. Trabajando con distintos cultivos de cobertura y su efecto sobre la estabilidad estructural en un Argiudol típico de Pergamino, González et al. (2017) encontraron una relación positiva entre el COT y la estabilidad al estallido (pretratamiento de humectación rápida), pero no con los otros dos pretratamientos de Le Bissonnais.

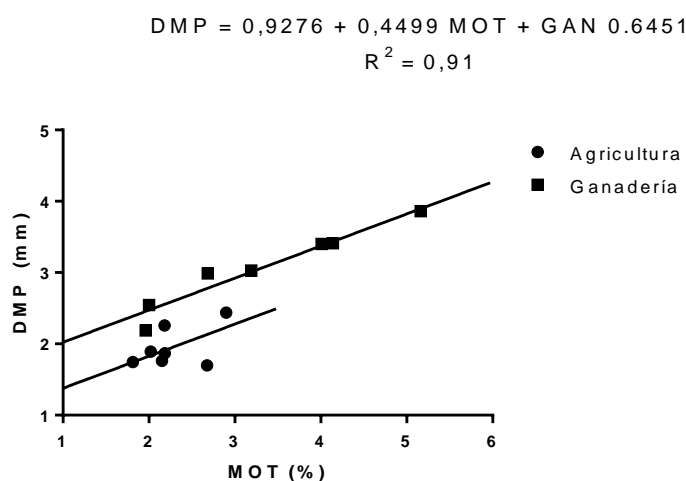


Figura 4.8. DMPprom de Le Bissonnais en función a la MOT. Se ajustó una regresión múltiple que relaciona ambas variables con el uso de la tierra como variable *dummy*. El modelo presenta la misma pendiente para ambos usos de la tierra, pero distinta ordenada al origen.

Tabla 4.3. Correlaciones de Pearson entre la materia orgánica total y los distintos pretratamientos de Le Bissonnais. DMP_hr: pretratamiento de humectación rápida, DMP_dm: pretratamiento de disgregación mecánica y DMP_hl: pretratamiento de humectación lenta. Se indica el r (coeficiente de correlación) y valor p.

		Pretratamientos		
		DMP_hr	DMP_dm (mm)	DMP_hl
MOT (%)	R	0,71	0,44	0,53
	P	<0,01	0,1	0,05

4.4.3 La calidad física y química de suelo, ¿se relaciona con algún índice derivado de la curva estacional de NDVI?

A diferencia del capítulo 2, en los lotes relevados en este capítulo no se encontraron diferencias significativas entre usos de la tierra contrastantes en el NDVI_I ($p = 0,08$). Sin embargo, hubo diferencias significativas en el MAX, MIN y desvío (Fig. 4.9). Este diferente comportamiento para el NDVI_I, puede ser explicado por la menor potencia estadística de este test respecto al realizado en el capítulo 2, en el que se trabajó con un mayor número de repeticiones. En el mismo se realizó una selección aleatoria de lotes con distinto uso de la tierra en toda la cuenca, con un número mínimo de 22 lotes por uso. En cambio, en el presente capítulo, el número de lotes incluidos fue solamente 7 para cada uso, aunque todos ubicados en el plano aluvial del Arroyo. En el resto de las variables, el comportamiento similar al de los lotes del capítulo 2: la agricultura tiene mayor variabilidad intraanual, con mayor MAX y menor MIN.

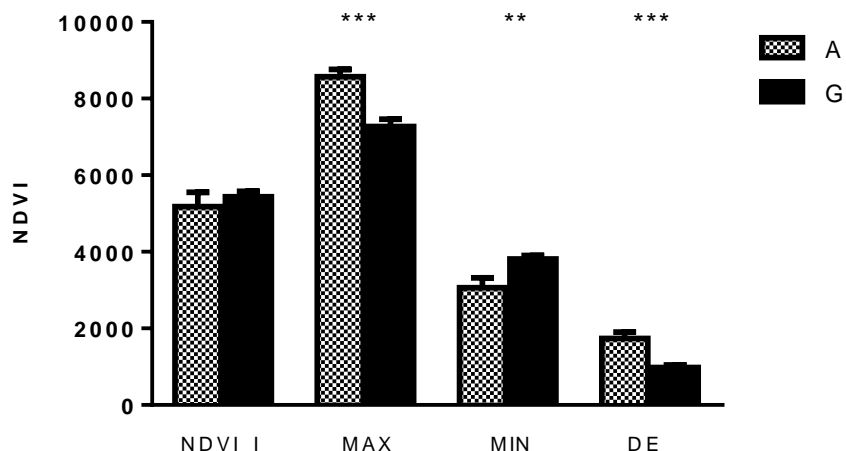


Figura 4.9. Índices derivados de la curva estacional de NDVI para el periodo 2007-2016 para los lotes agrícolas y ganaderos incluidos en el muestreo de suelos. Los asteriscos indican la existencia de diferencias significativas en el test t apareado (* $p=0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$). Las barras de error representan el desvío estándar.

No se encontraron correlaciones significativas entre las variables edáficas estudiadas y el NDVI_I, los años de agricultura o el valor inicial. El MIN correlacionó significativamente con DAP y MOT, al igual que el CV (Tabla 4.3). Sin embargo, no hay suficientes elementos como para atribuir esta relación estadística a un mecanismo físico.

Tabla 4.4. Correlaciones de Pearson entre las variables edáficas estudiadas y algunas derivadas de sensores remotos. Se incluyeron en este análisis sólo los lotes agrícolas. El valor inicial es el valor del par ganadero (tomando la ganadería como referencia para esa variable previo al cambio en el uso). Los asteriscos indican la existencia el valor p de las correlaciones (* $p=0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$).

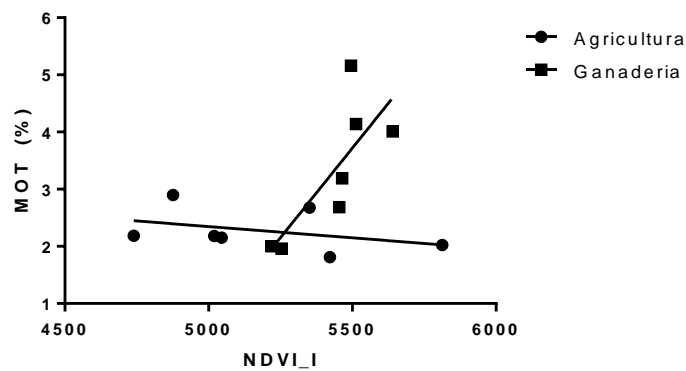
		Valor inicial	Años Agricultura	NDVI_I	MIN	MAX	CV
	DAP	-0,50	-0,20	0,49	0,82*	0,21	-0,85*
Valor final	MOT	0,35	0,24	-0,38	-0,82*	0,47	0,85*
	DMP	0,49	-0,21	-0,42	-0,31	0,21	0,51

El promedio de antigüedad agrícola fue 16,4 años (rango: 9 a 30 años) y no mostró correlaciones significativas con las propiedades edáficas estudiadas. Esta falta de relación podría atribuirse a que en los primeros años bajo cultivo ocurren cambios muy abruptos, que luego son mucho más lentos y difíciles de detectar. Esto fue reportado para el carbono edáfico

por Álvarez y Steinbach (2010b). Teniendo en cuenta que el DMP y, en menor medida, la DAP correlacionaron con el COT, es posible que los cambios en estas variables, al igual que lo mencionado en la bibliografía para el carbono, cambien abruptamente en los primeros años luego de incorporada la agricultura y sean luego mucho más sutiles.

Se establecieron regresiones múltiples entre el i) MOT y el NDVI_I (Fig. 4.10a) y ii) DMPprom y el NDVI_I (Fig. 4.10b). En estas regresiones, el uso agrícola presenta distinta pendiente y ordenada al origen que el ganadero (las salidas completas del modelo pueden verse en el ANEXO V). Si bien los valores de R^2 son aceptables, la pendiente que relaciona estas variables es significativa únicamente bajo uso ganadero, mientras que no es significativa en agricultura. Teniendo en cuenta que el NDVI_I es un correcto estimador del fPAR y, en consecuencia, está muy asociado a la PPN (Paruelo et al., 2004b), y que el aporte de residuos al suelo ha mostrado relaciones con el almacenamiento de C y la estabilidad de agregados (Novelli et al., 2013), estos resultados estarían sugiriendo que un mayor en el NDVI_I no significa un incremento en el C del suelo. Una mejor alternativa, podría ser, en vez de estimar la productividad, explorar formas de cuantificar la cantidad de rastrojo. Si bien estimar la biomasa de rastrojo a través de teledetección es más difícil que estimar la productividad, hay muchos trabajos de investigación que desarrollan metodologías que permiten hacerlo, con distinto grado de complejidad (Bannari et al., 2006; Bocco et al., 2014, Bannari et al., 2015; Quemada et al., 2018). Estimar adecuadamente el volumen de rastrojo, podría mejorar los cálculos de aporte de C respecto a la utilización del NDVI, ya que se independiza del índice de cosecha que puede variar mucho de acuerdo a las rotaciones o la ocurrencia de estrés en algún momento particular del ciclo que afecte la relación “fuente:destino” del cultivo. En cambio, en el uso ganadero, la estimación del COT a partir del NDVI_I presenta un muy buen ajuste. Cabe remarcar que la variabilidad en el COT del uso ganadero es algo mayor a la del agrícola. El coeficiente de variación de COT para el uso ganadero fue 36,1%, mientras que en lotes agrícolas es 16,6%. El ajuste mejoró cuando se realizó un modelo similar al descripto anteriormente, pero con el DMPprom en lugar del COT (Fig. 4.10b). Sin embargo, la pendiente que relaciona ambas variables en el uso agrícola, tampoco es significativa (ver Anexo 4.1).

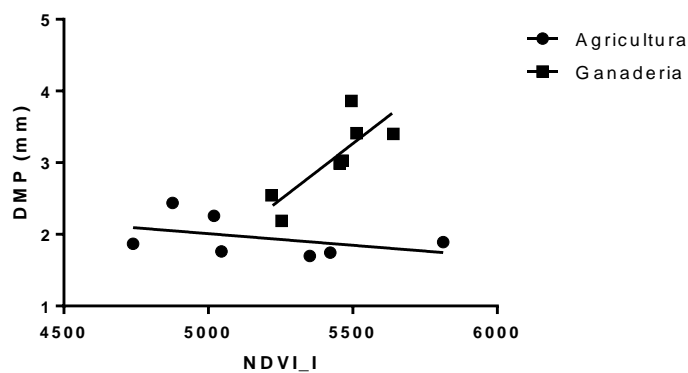
a)



$$MOT = 4,314 - 0,0004 * NDVI_I + GAN * (0,0066 * NDVI_I - 0,3504)$$

$$R^2_{Aj} = 0,6$$

b)



$$DMP = 3,633 - 0,0003 * NDVI_I - GAN * (-0,1749 * NDVI_I + 0,0034)$$

$$R^2_{Aj} = 0,8$$

Figura 4.10. a) Variación en la MOT en función del NDVI para el periodo 2007-2016 para los lotes agrícolas y ganaderos, b) Variación en el DMPprom en función del NDVI_I para el periodo 2007-2016 para los lotes agrícolas y ganaderos incluidos en el muestreo de suelos. El uso de la tierra fue incorporado como una variable Dummy que toma valor 1 cuando el lote en cuestión es ganadero y 0 cuando es agrícola.

4.4.4 Efecto del avance de la agricultura sobre el escurrimiento y la erosión. Una estimación a partir de los modelos desarrollados en el área piloto.

A partir de los modelos de regresión desarrollados en el capítulo 3, se estimó en los nuevos sitios analizados un coeficiente de escurrimiento similar para ambos usos de la tierra

(Fig. 4.11): 36% y 35% para agricultura y ganadería, respectivamente. Por lo tanto, ante una lluvia de alta intensidad (120 mm h^{-1}), el escurrimiento promedio para estos lotes sería de 43,2 mm para el uso agrícola y 42 mm para el ganadero. El modelo utilizado estima el CEsc a partir de la profundidad al horizonte Bt (ver Fig. 3.14, capítulo 3). No se utilizó el modelo de regresión múltiple (Fig. 3.15, capítulo 3), que estima el CEsc a partir de la profundidad al Bt, la DAP y la humedad, debido a que esta última propiedad es altamente dinámica y podría llevar a una estimación errónea del CEsc.

También se estimó CSed y PSed (Figs. 4.12 y 4.13, respectivamente). La primera fue estimada a partir de los resultados del petratoamiento de humectación rápida de Le Bissonnais (ver Fig 3.17, capítulo 3), resultando dicho parámetro mayor bajo agricultura. Por su parte, el PSed fue estimado de dos maneras distintas. La primera, a través del modelo que relaciona PSed con el petratoamiento de humectación lenta de Le Bissonnais (Fig 3.17, capítulo 3), y la segunda multiplicando el CEsc (Fig. 3.14) y CSed (Fig. 3.17). En ambos casos, la PSed cuadruplicó su valor por el avance de la agricultura (Fig. 4.13). Los resultados obtenidos con ambas estimaciones son similares. Si bien esto le otorgaría cierta credibilidad a la estimación, es necesario considerar que se trata de una extrapolación de los resultados obtenidos en el área piloto que no cuentan con una validación.

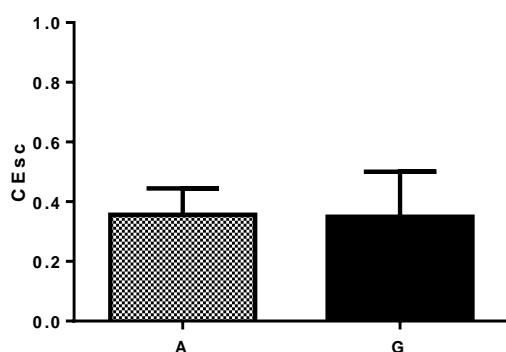


Figura 4.11. Estimación del coeficiente de escurrimiento a partir del modelo ($CEsc = 1,187 - 0,039 * PBt$), para los lotes agrícolas y ganaderos ubicados en el plano aluvial de la cuenca del Arroyo del Tala. Las barras de error representan el desvío estándar.

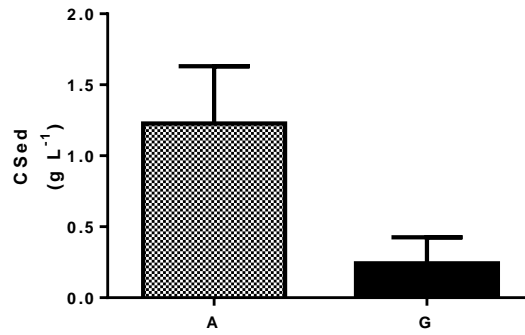


Figura 4.12. Estimación de la concentración de sedimentos a partir del modelo ($CSed = 3,839 \exp(-1,257) * P1 + 0,058$), para los lotes agrícolas y ganaderos ubicados en el plano aluvial de la cuenca del Arroyo del Tala. Las barras de error representan el desvío estándar.

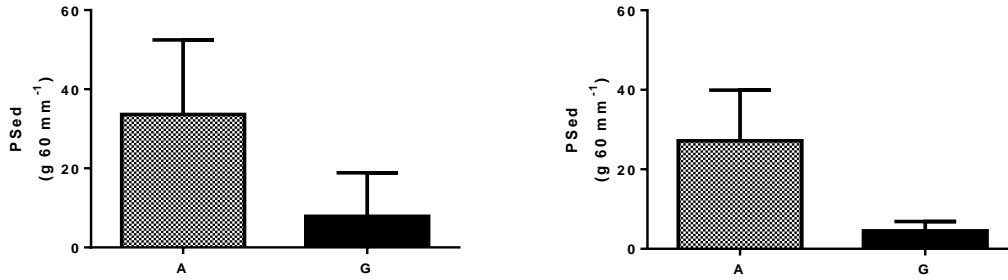


Figura 4.13. Estimación de la producción de sedimentos a partir del modelo a) estimado a partir del pretratamiento de humectación lenta de Le Bissonnais ($PSed = 99,95 - 29,13 * P3$) y b) estimado a partir del coeficiente de escurrimiento y la concentración de sedimentos (Figs. 3.14 y 3.17) ($PSed = CSed * CEsc$), para los lotes agrícolas y ganaderos ubicados en el plano aluvial de la cuenca del Arroyo del Tala. Las barras de error representan el desvío estándar.

4.5 Conclusiones

Objetivo 1

“Validar los resultados obtenidos en el área piloto en otros sitios similares del plano aluvial del Arroyo del Tala sobre los que avanzó la agricultura en los últimos 30 años”

Las propiedades seleccionadas en el Capítulo 3 fueron validadas en los lotes relevados en el presente capítulo. El avance de la agricultura sobre suelos de características hidro-halomórficas afectó a algunas propiedades edáficas: pH, DAP, COT y EE. En algunos casos, la magnitud de las diferencias en los lotes agrícolas respecto a sus pares ganaderos fue muy significativa. Estas alteraciones podrían incidir negativamente sobre la productividad de los cultivos (por ejemplo, el pH ya se encuentra en valores en los que se afecta la disponibilidad de algunos nutrientes) y sobre el ambiente.

El COT disminuyó significativamente a partir del cambio de uso: un 40% en el área piloto y un 31% en los lotes analizados en el presente Capítulo. La EE también presentó un comportamiento similar en ambos casos: disminuyó un 27% en el área piloto contra un 36% en lotes relevados fuera de dicha área. En cambio, el pH no presentó diferencias significativas entre usos de la tierra en el área piloto, pero sí en los suelos analizados en el presente Capítulo. Por su parte, mientras el comportamiento de la DAP fue variable en el área piloto según la época del año, en los suelos relevados fuera de dicha área resultó significativamente menor bajo ganadería.

Objetivo 2

“En dichos sitios, relacionar el grado de deterioro edáfico con distintos índices obtenidos de imágenes satelitales, asociados a la intensificación del uso y los años de explotación agrícola”

No se observaron correlaciones significativas entre las propiedades edáficas estudiadas y los años de agricultura, el valor inicial (uso ganadero) y el NDVI_I. El NDVI_I (estimador de la PPNA) se relacionó positivamente con el contenido de COT y la EE en los lotes bajo actividad ganadera. En cambio, en los lotes bajo agricultura esta relación no fue significativa. En ese sentido, las herramientas utilizadas no fueron suficientes para

comprender qué factores modulan los cambios en las propiedades edáficas estudiadas en suelos con características hidro-halomórficas bajo explotación agrícola.

Objetivo 3

“Con la información edáfica generada, estimar para ambos usos de la tierra el escurrimiento y la producción de sedimentos a través de los modelos desarrollados en el área piloto.

De acuerdo a las relaciones establecidas en el área piloto, la PSed habría aumentado en las tierras bajo agricultura. No ocurrió lo mismo con el CEsc. Estos resultados eran de esperar, dado que los modelos utilizados se alimentan de variables que sufrieron modificaciones similares a las ocurridas en el área piloto (DMPhr, DMPhl, PBt).

CAPITULO 5:

Consideraciones finales

5.1 Síntesis de los principales resultados

En el periodo 1987-2015, la agricultura se expandió sobre un 26% de la cuenca del Arroyo del Tala, ocupando actualmente casi el 80% de su superficie. Según estimaciones realizadas en el presente trabajo, debido a este cambio en los sistemas de producción, la erosión hídrica en la cuenca habría aumentado de 3,6 a 4,4 t ha año⁻¹, lo cual significa un incremento de 31% en los sedimentos que alcanzan el Arroyo del Tala. Las especies utilizadas para la producción agrícola tienen menor NDVI_I y mayor estacionalidad que el pastizal, lo cual afecta a algunos servicios ecosistémicos como la protección del suelo ante la erosión. Por otro lado, la tendencia interanual de la PPN es negativa en lotes agrícolas (2000-2017), lo cual agravaría las diferencias ya existentes con el pastizal.

En el área piloto, el avance de la agricultura tuvo incidencia sobre algunas propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Se destacan los cambios en la EE, COT y biodiversidad microbiana. Por otra parte, no se detectaron cambios en el volumen de escurrimiento generado en los ensayos de simulación de lluvia, pero sí en la calidad del agua escurrida. El avance de la agricultura aumentó la concentración de sedimentos y glifosato en el agua de escurrimiento, mientras que no hubo diferencias en P y AMPA. Este último presentó, en todos los casos, valores menores al mínimo detectable. La concentración de sedimentos en el agua de escurrimiento se asoció al grado de resistencia de los agregados al estallido: cuanto más estables son los agregados a dicho efecto, menor es la concentración de sedimentos en el escurrimiento. Esto refuerza la idea propuesta en otros trabajos: en suelos limosos, el estallido es el principal agente de desagregación. Dado que no se detectaron cambios en el volumen de escurrimiento, se rechaza la **hipótesis 2**.

En los suelos hidro-halomórficos sobre los que avanzó la agricultura, ubicados en el plano aluvial de la cuenca (pero fuera del área piloto), se verificó un menor pH, COT y EE, y mayor DAP que en sus pares ganaderos. Estos resultados, junto a los obtenidos en el área piloto, convalidan la **hipótesis 1**. Los valores de esas variables bajo uso agrícola no se asociaron a los años de explotación agrícola, a su valor inicial, ni a los parámetros de la curva estacional del NDVI. Únicamente en el uso ganadero existió una relación significativa entre el NDVI_I y dos variables edáficas: EE y COT.

5.2 Alcance de los resultados y nuevos interrogantes

Ante la demanda creciente de alimentos, existe bastante consenso en la necesidad de una intensificación sustentable de la agricultura en la región pampeana, evitando su avance hacia tierras frágiles (Caviglia y Andrade, 2010). La intensificación sustentable de la producción, tiene como pilar el aprovechamiento de recursos como la radiación y las precipitaciones durante la mayor proporción de la estación de crecimiento, manteniendo o incrementando de esta manera la productividad de los cultivos. En la Pampa Ondulada, sistemas más intensificados aumentaron la productividad y la eficiencia en el uso de los recursos (Andrade et al., 2015), mejorando a su vez algunas propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Restovich et al., 2011; Castiglioni et al., 2013; Chavarría et al., 2016). Los resultados obtenidos en el Capítulo 2, indican que, en los últimos años, la cuenca del Arroyo del Tala experimentó un proceso de características muy distintas a la intensificación sustentable. Pese a que los rendimientos de los cultivos aumentaron, el NDVI_I a lo largo del año decreció, asociado a rotaciones muy poco intensificadas, tendiendo a un único cultivo por año. Por otra parte, la frontera agrícola avanzó sobre sectores frágiles, lo que provocaría mayores niveles de erosión hídrica, con posibles consecuencias sobre la calidad del agua del Arroyo del Tala.

Recientemente, en un meta-análisis, Sirimarco et al. (2018) establecieron que el impacto del reemplazo de pastizales por cultivos es consistente con cambios producidos en parámetros como C y N del suelo, erosión y calidad de agua de escurrimiento, mientras que estudios acerca del efecto sobre las propiedades hidrológicas y la regulación hídrica tienen resultados menos consistentes. Estas afirmaciones son coincidentes con los resultados obtenidos en esta tesis, en la cual se observaron disminuciones en el COT, aumentos en la erosión y pérdida de calidad de agua, pero no se encontraron diferencias significativas por el cambio en el uso de la tierra en el volumen de escurrimiento.

Si bien no se registraron diferencias en el volumen de escurrimiento entre el uso agrícola y el ganadero, la mayor la tasa de erosión dado por el avance de la agricultura podría generar diferencias en el largo plazo. En este sentido, el uso agrícola generaría una

disminución en la profundidad del horizonte A que podría determinar un aumento en los volúmenes de escurrimiento, dada la relación de dicha variable con la profundidad al Bt.

Una función ecológica importante que cumplen estos sectores de la cuenca es la de disminuir la carga de sedimentos y contaminantes en el escurrimiento proveniente de tierras altas bajo uso agrícola. Esto mejora la calidad del agua de escurrimiento que alcanza el arroyo, haciendo que el efecto de la erosión y contaminación se vea atenuado (Helmens et al., 2012). De esta manera, la implicancia del avance de la agricultura sobre tierras bajas es doble en cuanto a la calidad de agua del Arroyo: no solamente aumentan los niveles de sedimentos generados debido al cambio de uso, sino que también se estaría afectando la capacidad de filtro que posee la vegetación perenne (Helmens et al., 2012). De acuerdo a los recientes cambios de cobertura en sectores bajos de la cuenca (sección 2.3.1), sería necesario que futuras investigaciones estimen el efecto de filtro de la vegetación perenne del pastizal en comparación con las tierras cultivadas. Por otro lado, comprender en qué momento del año este efecto “*buffer*” redundaría en mayores beneficios permitiría diseñar rotaciones que presenten buena cobertura de suelo en esos momentos, atenuando el efecto del reemplazo de la vegetación nativa perenne sobre la calidad del agua del Arroyo.

La humedad inicial es un factor muy importante para determinar la respuesta del escurrimiento ante una precipitación (Ares et al., 2012). En ese sentido, y tal como se observó en el área piloto (Fig. 3.5), es posible que el contenido de agua del suelo sea mayor bajo el uso agrícola respecto al pastizal, en algunos momentos del año en los que el consumo es bajo (ej: durante el barbecho), mientras que cuando la evapotranspiración de los cultivos sea muy alta (ej: cerca de floración), es posible que esta relación se invierta, y el contenido de humedad sea menor en el uso agrícola. En ese sentido, es necesario estudiar la dinámica anual de la evapotranspiración y del contenido de humedad del suelo en el uso agrícola y ganadero, incluyendo a su vez distintas rotaciones agrícolas. Conocer la marcha de la evapotranspiración y humedad edáfica permitirá identificar en qué momento del año es posible tener altos contenidos de humedad del suelo que, ante un fenómeno de precipitación, pueda resultar en elevados niveles de escurrimiento y erosión hídrica. A su vez, incluyendo en el análisis a las precipitaciones, se podrán identificar rotaciones que tengan elevado consumo de agua en los momentos del año en los que puedan ocurrir lluvias erosivas.

Si bien se han publicado numerosos trabajos que analizan los escurrimientos en cuencas aforadas de la región pampeana (Massobrio et al., 1998; Castiglioni et al., 2006; Chagas et al., 2008; Ares et al., 2014; Ares et al., 2016), la comprensión detallada de los factores condicionantes de dicho proceso aún se encuentra en proceso de resolución. Muchas veces, la falta de datos de terreno genera estimaciones del escurrimiento superficial sin conocer su grado de ajuste (Ares et al., 2014). Esto dificulta la comprensión del efecto de los cambios en el clima o uso de la tierra sobre la escorrentía y erosión hídrica, y por ende sobre el potencial transporte de contaminantes a los cursos de agua. En el contexto actual de aumento de la superficie bajo uso agrícola, con secuencias de cultivo poco diversificadas y elevada variabilidad climática, esta problemática cobra especial relevancia. En ese sentido, trabajar en la adecuada calibración de modelos hidrológicos como el SWAT (Arnold et al., 1998), podría resultar muy interesante para proyectar escenarios de cambio climático o uso de la tierra futuros, y evaluar su posible impacto sobre la escorrentía, erosión y contaminación.

Otro aspecto pendiente tiene que ver con mejorar la comprensión de los factores que modulan la variación de algunas propiedades edáficas a partir de que ocurre un cambio en el uso de la tierra. En esta tesis se buscó relacionar los valores actuales de algunas de las variables edáficas estudiadas (pH, COT, DAP y EE) con los años de explotación agrícola, con su valor inicial y con los parámetros de la curva estacional del NDVI, pero las correlaciones fueron bajas. Es necesario entrar en mayor nivel de detalle e incluir en el análisis las secuencias de cultivos, los sistemas de labranza, el nivel tecnológico (dosis de fertilización, densidad de siembra, control de malezas, enfermedades y plagas), entre otras cosas, para lograr una mejor comprensión de los factores que se asocian a las distintas variables edáficas.

BIBLIOGRAFIA

- Ackerman G, De Pietri DE, Santanatoglia OJ. 2000. Detección de áreas con diferente vulnerabilidad a erosionarse a partir de la morfodinámica del paisaje. Revista de la Facultad de Agronomía. 1a. ed. Buenos Aires
- Alcaraz-Segura D, Cabello J, Paruelo JM, Delibes M. 2009. Assessing protected areas to face environmental change through satellite-derived vegetation greenness: The case of the Spanish National Parks. *Environmental Management* 43, 38-48.
- Álvarez R, Álvarez CR. 2016. Are active organic matter fractions suitable indices of management effects on soil carbon? A metaanalysis of data from the Pampas. *Archives of Agronomy and Soil Science*.
- Álvarez R, Steinbach HS. 2009. A review of the effects of tillage system on some soil physical properties, water content, nitrate availability and crop yield in the Argentine Pampas. *Soil and Tillage Research* 104, 1-15.
- Álvarez R, Steinbach HS. 2010a. Materia orgánica y productividad. En: Fertilidad de suelos. Caracterización y manejo en la región pampeana. Álvarez R, Rubio G, Álvarez CR y Lavado RS (eds.). Editorial Facultad de Agronomía (EFA-UBA). 2010. ISBN: 978-9500-29-1234-9.
- Álvarez R, Steinbach HS. 2010b. Efecto del uso agrícola sobre el nivel de materia orgánica. En: Fertilidad de suelos. Caracterización y manejo en la región pampeana. Álvarez R, Rubio G, Álvarez CR y Lavado RS (eds.). Editorial Facultad de Agronomía (EFA-UBA). 2010. ISBN: 978-9500-29-1234-9.
- Álvarez CR, Taboada MA, Gutiérrez Boem FH, Bono A, Fernández PL, Prystupa P. 2009. Topsoil properties as affected by tillage systems in the Rolling Pampa region of Argentina. *Soil Science Society of America Journal*. 73, 1242-1250.
- Álvarez R. 2001. Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampa using the Century model. *Soil Use Manage* 17, 62-66.
- APHA. American Public Health Association, American Water Works Association y Water Environment Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater. 1998. 20th ed. American Public Health Association, Washington D. C. 450 p.
- Andrade JF, Poggio SL, Ermácora M, Satorre EH. 2015. Productivity and resource use in intensified cropping systems in the Rolling Pampa. Argentina. *European Journal of Agronomy* 67, 37-51
- Aparicio VC, De Gerónimo E, Marino D, Primost J, Carriquiriborde P, Costa JL. 2013. Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere* 93:1866-1873.
- Ares MG, Varni M, Chagas CI. 2014. Erosión hídrica en una microcuenca agrícola bajo siembra directa del centro de la provincia de Buenos Aires. *Ciencia del Suelo* 32 (2), 259-270.

- Ares MG, Chagas C, Varni M. 2014. Respuesta hidrológica de cuencas de diferentes tamaños ubicadas en la Pampa Serrana y en la Pampa Ondulada. *Ciencia del Suelo* 32(1), 117-127.
- Ares MG, Chagas CI, Varni M. 2012. Predicción de la escorrentía y estimación de la humedad antecedente en una cuenca aforada. *Ciencia del Suelo* 30(2), 151-160.
- Ares MG, Bongiorno F, Holzman M, Chagas CI, Varni M, Entraigas I. 2016. Water erosion and connectivity analysis during a year with high precipitations in a watershed of Argentina. *Hydrology Research* 47(6), 1239-1252
- Arnold JG, Srinivasa R, Muttiah RS, Williams JR. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment. Part 1: Model development. *Journal of the American Water Resources Association* 34, 73–89.
- Arnoldus HMJ. 1977. Methodology used to determine the maximum potential average annual soil loss due to sheet and rill erosion in Morocco. *FAO Soils Bull.*, 34: 39-51
- Baeza S, Lezama F, Piñeiro G, Altesor A, Paruelo JM. 2010. Spatial variability of above-ground net primary production in Uruguayan grasslands: a remote sensing approach. *Applied Vegetation Science* 13, 72–85.
- Baeza S, Baldassini P, Bagnatto C, Pinto P, Paruelo JM. 2014. Caracterización del uso/cobertura del suelo en Uruguay a partir de series temporales de imágenes MODIS. *Agrociencia Uruguay* 18, 95–105.
- Baldi G, Paruelo JM. 2008. Land-Use and Land Cover Dynamics in South American Temperate Grasslands. *Ecology and Society* 13(2): 6.
- Bannari A, Pacheco KS, McNairn H, Omari K. 2006. Estimating and mapping crop residues cover on agricultural lands using hyperspectral and ikonos data. *Remote Sensing of Environment* 104, 447-459.
- Bannari A, Staenz K, Champagne C, Khurshid KS. 2015. Spatial variability mapping of crop residue using hyperion (EO-1) hyperspectral data. *Remote Sensing* 7(6), 8107–8127
- Barak P, Jobe BO, Krueger AR, Peterson LA, Laird DA. 1997. Effects of long-term soil acidification due to nitrogen fertilizer inputs in Wisconsin. *Plant Soil* 197, 61-69.
- Bauer A, Black AL. 1994. Quantification of the effect of soil organic matter content on soil productivity. *Soil Science Society of America Journal* 58, 185-193.
- Bilotta GS, Brazier RE. 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research* 42(12), 2849–61.
- Bocco M, Sayago S, Willington E. 2014. Neural network and crop residue index multiband models or estimating crop residue cover from Landsat TM and ETM+ images. *International Journal of Remote Sensing* 35(10), 3651-3663

- Borggaard OK, Gimsing AL. 2008. Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pest Management Science* 64, 441-456
- Bray RH, Kurtz LT. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science* 59, 39-45.
- Buján A, Santanatoglia OJ, Chagas CI, Massobrio MJ, Castiglioni MG, Yáñez MS, Ciallella H, Fernández J. 2003. Soil erosion in a small basin through the use of ^{137}Cs technique. *Soil and Tillage Research* 69(1-2):127-137.
- Burke W, Gabriels D, Bruma J. 1986. Soil structure assessment. A.A. Balkema, Rotterdam, pp. 92
- Buzas MA, Gibson TG. 1969. Species diversity: benthonic foraminifera in western North Atlantic. *Science* 163, 72-75.
- Cambardella CA, Elliott ET. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal* 56, 777-783.
- Caride C, Piñeiro G, Paruelo JM. 2012. How does agricultural management modify ecosystem services in the argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154, 23-33
- Carter MR, Stewart BA (Eds). 1996. Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils. *Advances in Soil Science*. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, FL, USA: 477 pp.
- Casas R. 2001. La conservación de los suelos y la sustentabilidad de los sistemas agrícolas. *Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria*, tomo LV, 247 pp.
- Casas R, Albarracín M. 2015. El Deterioro del Suelo y del Ambiente en la Argentina. PROSA. Centro para la Promoción de la Conservación del Suelo y del Agua. Editorial FECIC. Buenos Aires. p. 608.
- Castiglioni MG, Chagas CI, Massobrio MJ, Santanatoglia OJ, Buján A. 2006. Análisis de los escurrimientos de una microcuenca de Pampa Ondulada bajo diferentes sistemas de labranza. *Ciencia del Suelo* 24(2), 169-176.
- Castiglioni MG, Kraemer FB, Morras MJ, José H. 2013. Efecto de la secuencia de cultivos bajo siembra directa sobre la calidad de algunos suelos de la región Pampeana. *Cienc. Suelo* 31, 93-105.
- Cavenage A, Moraes MLT, Alves MC, Carvalho MAC, Freitas MLM, Buzetti S. 1999. Alterações nas propriedades físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro sob diferentes culturas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 23(4), 997-1003.
- Caviglia OP, Andrade FH. 2010. Sustainable intensification of agriculture in the Argentinean pampas: Capture and use efficiency of environmental resources. *The Americas Journal of Plant Science and Biotechnology* 3, 1-8

- Chagas CI, Santanatoglia OJ, Gutiérrez R. 1993. Propiedades físicas y biológicas de un Argiudol Vértico erosionado bajo pradera. *Revista Investigación Agraria. Producción y Protección* 8(1), 79-87.
- Chagas CI, Marelli HJ, Santanatoglia OJ. 1994. Propiedades físicas y contenido hídrico de un suelo Argiudol Típico (serie Marcos Juárez) bajo tres sistemas de labranza. *Ciencia del Suelo* 12(1), 11-16.
- Chagas CI, Santanatoglia OJ, Castiglioni MG, Marelli HJ. 1995. Tillage and cropping effects on selected properties of an Argiudoll in Argentina. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 26, 643-655.
- Chagas CI, Lavado RS, Revilla CA, Macías GJ. 1999. Movimiento superficial de fósforo en suelos de Pampa Ondulada. *Revista Argentina de la Ciencia del Suelo*. 17(2), 46-53.
- Chagas CI, Irurtia C, Thisted J, Santanatoglia OJ, Massobrio MJ, Castiglioni MG, Buján A. 2004. Movimiento horizontal y vertical de agua y partículas en un Argiudol bajo siembra directa. *Ciencia del Suelo*. 22(2), 117-122.
- Chagas CI. 2007. Calidad y contaminación del agua superficial como recurso para bebida animal en una cuenca representativa de Pampa Ondulada. Tesis Doctoral (Área Toxicología). Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires.
- Chagas CI, Santanatoglia OJ, Castiglioni MG, Massobrio MJ, Buján A, Irurtia C. 2008. Número de Curva de escurrimiento para una microcuenca de Pampa Ondulada bajo labranza convencional y siembra directa. *Ciencia del Suelo* 26(1), 63-69
- Chagas CI, Santanatoglia OJ, Moretton J, Paz M, Kraemer FB. 2010. Movimiento superficial de contaminantes biológicos de origen ganadero en la red de drenaje de una cuenca de Pampa Ondulada. *Ciencia del Suelo* 28, 23-31.
- Chagas CI, Kraemer FB, Santanatoglia OJ, Paz M, Moretton JA. 2014. Biological water contamination in some cattle production fields of Argentina subjected to runoff and erosion. *Spanish Journal of Agricultural Research* 12(4), 1008-1017.
- Chapin FS, III, Zavaleta ES, Eviner VT, Naylor RL, Vitousek PM, Reynolds HL, Hooper DU, Lavorel S, Sala OE, Hobbie SE, Mack MC, Diaz S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234-242.
- Chamen T, Moxey AP, Towers W, Balana B, Hallett PD. 2015. "Mitigating arable soil compaction: A review and analysis of available cost and benefit data", *Soil and Tillage Research*, 146: 10-25.
- Chavarría DN, Verdenelli RA, Serri DL, Restovich SB, Andriulo AE, Meriles JM, Vargas-Gil S. 2016. Effect of cover crops on microbial community structure and related enzyme activities and macronutrient availability. *European Journal of Soil Biology* 76, 74 – 82.
- Chenu C, Le Bissonnais Y, Arrouays D. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science of America Journal* 64, 1479-1486.

- Chien S, Gearhart MM, Collamer DJ. 2008. The Effect of Different Ammoniacal Nitrogen Sources on Soil Acidification. *Soil Science* 173(8), 544-551.
- Chung H, Ngo K, Plante A, Six J. 2010. Evidence for carbon saturation in a highly-structured and organic matter-rich soil. *Soil Science Society of America Journal* 74:130-138.
- Ciampalini R, Billi P, Ferrari G, Borselli L, Follain S. 2012. Soil erosion induced by land use changes as determined by plough marks and field evidence in the Aksum area (Ethiopia). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 146, 197–208.
- Cisneros JM, Cantero JJ, Cantero Gutierrez A. 1999. Vegetation, soil hydrophysical properties, and grazing relationships in saline-sodic soils of Argentina. *Canadian Journal of Soil Science* 79: 399-409.
- Cisneros JM, Cholaki C, Cantero Gutiérrez A, González J, Reynero M, Diez A, Bergesio L. 2012. Erosión hídrica. Principios y técnicas de manejo. UniRio Editora ISBN: 978-987-688-021-3
- Collado AD, Chuvieco E, Camarasa A. 2002. Satellite remote sensing analysis to monitor desertification process in the crop-rangeland boundary of Argentina. *Journal of Arid Environments* 52, 121–133.
- Cosentino D, Pecorari C. 2002. Limos de baja densidad: impacto sobre el comportamiento físico de los suelos de la región pampeana. *Ciencia del Suelo* 20, 9-16
- Cosentino D, Chenu C, Le Bissonnais Y. 2006. Aggregate stability and microbial community dynamics under drying–wetting cycles in a silt loam soil. *Soil Biology & Biochemistry* 38, 2053–2062.
- De Bano LF. 2000. Water repellency in soils: a historical overview. En: *Journal of Hydrology*. Vol. 31, No. 232, p. 4-32.
- De la Vega G, Castiglioni MG, Massobrio MJ, Chagas CI, Santanatoglia OJ, Irurtia C. 2004. Infiltración de un Argiudol vértico bajo siembra directa en condiciones variables de cobertura y humedad inicial. *Ciencia del Suelo* 22(1), 52-55.
- Delgado JA, Groffman P, Nearing NA, Goddard T, Reicosky D, Lal R, Kitchen N, Rice C, Towery D. 2011. Conservation practices to mitigate and adapt to climate change. *Journal of Soil and Water Conservation* 66(4), 118-129.
- Dexter AR. 1988. Advances in characterization of soil structure. *Soil and Tillage Research* 11, 199–238.
- Doran JW, Parkin TB. 1994. Defining and assessing soil quality. En: J.W. Doran, D. C. Coleman, D.F. Bezdicek y B.A. Stewart, editores. *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. SSSA, Inc., Madison, Wisconsin, USA.
- Duarte C (ed.). 2006. *Cambio Global. Impacto de la actividad humana sobre el sistema Tierra*. Madrid: CSIC.

- Durán-Zuazo VH, Francia-Martínez JR, García-Tejero I, Tavira SC. 2013. Implications of landcover types for soil erosion on semiarid mountain slopes: towards sustainable land use in problematic landscapes. *Acta Ecological Sinica* 33, 272–281.
- Duval ME, Galantini JA, Capurro JE, Martínez JM. 2016. Winter cover crops in soybean monoculture: effects on soil organic carbon and its fractions. *Soil and Tillage Research*. 161:95–105
- Eiza MJ, Fioriti N, Studdert GA, Echeverría HE. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. *Ciencia del Suelo* 23(1), 59-67.
- Fabrizzi KP, Morón A, García FO. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fraction in degraded vs. nondegraded Mollisols in Argentina. *Soil Science Society of America Journal*. 67(6), 1831-1841.
- FAO-PNUMA. 1984. Metodología provisional para la evaluación y la representación cartográfica de la desertización. Roma, 1984, p. 74.
- Fernández PL, Alvarez CR, Schindler V, Taboada MA. 2010. Changes in topsoil bulk density after grazing crop residues under no-till farming. *Geoderma* 159, 24-30.
- Ferreras LA, Magra G, Besson P, Kovalevski E, García F. 2007. Indicadores de calidad física en suelos de la Región Pampeana Norte de Argentina bajo siembra directa. *Ciencia del Suelo* 25, 159-172.
- Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, III, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski JH, Holloway T, Howard EA, Kucharik CJ, Monfreda C, Patz JA, Prentice IC, Ramankutty N, Snyder PK. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309, 570–574
- Gabioud EA, Wilson MG, Sasal MC. 2011. Análisis de la estabilidad de agregados por el método de Le Bissonnais en tres órdenes de suelos. *Ciencia del Suelo* 29(2), 129-139.
- Galantini JA, Suñer L. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. *Agriscientia* 25, 41-55.
- García PE, Menendez AN, Podesta G, Bert F, Arora P, Jobbágy EG. 2018. Land use as possible strategy for managing water table depth in flat basins with shallow groundwater. *International Journal of River Basin Management* 16, 79-92.
- García-Ruiz JM. 2010. The effects of land uses on soil erosion in Spain: a review. *Catena* 81:1–11.
- Gee GW, Or D. 2002. Particle-size análisis. In: JH Dane, GC Topp (Eds.) *Methods of Soil Analysis. Part 4: Physical Methods*. Soil Sci. Soc. Am. Inc. Madison, Wisconsin, USA. p 255-293.

- Goebel MO, Bachmann J, Reichstein M, Janssens IA, Guggenberger G. 2011. Soil water repellency and its implications for organic matter decomposition—is there a link to extreme climatic events? *Global Change Biology* 17, 2640–2656.
- González M, Marbán L, Conti ME. 2011. Reacción de suelo. En: Conti y Giuffré (Eds). *Edafología: bases y aplicaciones ambientales argentinas*. Editorial Facultad de Agronomía. ISBN 978-950-29-1323-0.
- González HM, Restovich SB, Portela SI. 2017. Utilización de cultivos de cobertura invernales como alternativa para mejorar la estabilidad estructural del suelo. *Ciencia del Suelo* 35(1), 1-10
- Gorelick N. 2013. Google Earth Engine. EGU General Assembly Conference Abstracts, Vienna. 11997
- Grau R, Aide M, Gasparri I. 2005. Globalization and soybean expansion into semiarid ecosystems of Argentina. *Ambio* 34:265-266.
- Guerschman JP, Paruelo JM, Burke I. 2003. Land use impacts on the normalized difference vegetation index in temperate Argentina. *Ecological Applications* 13(3), 616-628.
- Guerschman JP, Paruelo JM. 2005. Agricultural impacts on ecosystem functioning in temperate areas of North and South America. *Global and Planetary Change* 47, 170–180.
- Gvozdenovich JJ, Bidegain MP, Novelli LE, Barbagelata PA. 2017. ¿Puede wepp mejorar la predicción de la erosión de suelos respecto a USLE? *Ciencia del suelo* 35(2), 259-272
- Heckmann M. 2014. Farmers, smelters and caravans: two thousand years of land use and soil erosion in North Pare, NE Tanzania. *Catena* 113, 187–201
- Helmers MJ, Zhou X, Asbjornsen H, Kolka R, Tomer MD, Cruse RM. 2012. Sediment removal by prairie filter strips in row-cropped ephemeral watersheds. *Journal of Environmental Quality* 41, 1531–1539.
- Hermawan B, Cameron KC. 1993. Structural changes in a silt loam under long term conventional or minimum tillage. *Soil and Tillage Research* 26(2), 139-150.
- INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). 1996. Carta de Suelos de la República Argentina Hoja 3360-34 “San Pedro” ISSN 0327-0781X.
- Irurtia CB. 1995. Influencia de los procesos de degradación en la productividad del suelo. Plan de Trabajo. Instituto de Suelos, INTA. Castelar, Buenos Aires.
- Irurtia CB, Mon R. 1994. Microsimulador de lluvia para determinar infiltración a campo. Instituto de suelos INTA-Castelar. Publicación N° 176. 18 p.
- Janzen HH, Campbell CA, Izaurrealde RC, Ellert BH, Juma N, McGill WB, Zentner RB. 1998. Management effects on soil C storage on the Canadian prairies. *Soil and Tillage Research*. 47: 181-195

- Kay BD. 1990. Rates of change of soil structure under different cropping systems. *Advanced Soil Science*. 12, 1–52.
- Kay BD, Angers DA. 1999. Soil Structure. In 'Handbook of Soil Science. (Editorial M. E. Sumner.) p. A-229 - A-276. (CRC Press: Boca Raton, USA.)
- Kraemer FB. 2011. Transporte de microorganismos indicadores de contaminación fecal en una cuenca de la Pampa Ondulada. El rol de las propiedades físicas y químicas de los suelos y de los sedimentos. Tesis para obtener el grado de Magister en Ciencia del Suelo otorgado por la Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía. Escuela para Graduados.
- Kraemer FB. 2015. Influencia de la granulometría y la mineralogía en el comportamiento hidrofísico y estructural en suelos con distinta intensidad de uso y secuencia de cultivos bajo siembra directa. Tesis para obtener el grado de Doctor en Ciencias Agropecuarias otorgado por la Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía. Escuela para Graduados.
- Kraemer FB, Chagas CI, Marré G, Palacín EA, Santanatoglia OJ. 2013a. El desplazamiento de la ganadería por la agricultura en una cuenca representativa de la pampa ondulada: efectos sobre el escurrimiento superficial y la erosión hídrica. *Ciencia del Suelo* 31(1), 83-92.
- Kraemer FB, Chagas CI, Morrás H, Moretton J, Paz M, Garibaldi LA. 2013b. Influence of physical and chemical soil properties on the adsorption of *Escherichia coli* in Mollisols and Alfisols of Argentina. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 29(1), 7-20
- Kraemer FB, Chagas CI, Ibañez L, Carfagno P, Vangeli S. 2018. Análisis de la erosividad de las lluvias para el partido de San Pedro (Bs. As.). *Ciencia del Suelo* 36(1), 124-137.
- Kruskal WH, Wallis WA. 1952. Use of ranks on one-criterion variance analysis. *Journal of American Statistical Association* 47: 583-621.
- Lal R, Stewart BA. 1990. *Advances in Soil Science. Soil Degradation*. Vol 11.
- Lal R. 1993. Tillage effects on soil degradation, soil resilience, soil quality and sustainability. *Soil and Tillage Research* 51, 61-70
- Lal R, Shukla MK. 2004. *Principles of Soil Physics*. Marcel Dekker, New York. 716 pp. ISBN 0-8247-5324-0.
- Lal R, Blum WC, Valentine C, Stewart BA. 1998. Methods for assessment of soil degradation. In: *Advances in Soil Science*, Lewis Publishers, Boca Raton, p. 558.
- Le Bissonnais Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodability. I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science* 47, 425-437.
- Leitão AB, Ahern J. 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 59, 65–93.

- Li L, Du S, Wu L, Liu G. 2009. An overview of soil loss tolerance. *Catena* 78:93-99.
- López-Vicente M, Poesen J, Navas A, Gaspar L. 2013. Predicting runoff and sediment connectivity and soil erosion by water for different land use scenarios in the Spanish Pre-Pyrenees. *Catena*, 102:62–73.
- Lucas RW, Klaminder J, Futter MN, Bishop KH, Egnell G, Laudon H, Högberg P. 2011. A meta-analysis of the effects of nitrogen additions on base cations: implications for plants, soils, and streams. *Forest Ecology and Management* 262, 95–104.
- Lupi L, Miglioranza KSB, Aparicio VC, Marino D, Bedmar F, Wunderlin DA. 2015. Occurrence of glyphosate and AMPA in an agricultural watershed from the southeastern region of Argentina. *Science of the total environment* 536, 687-694.
- Maass JM. 2005. La investigación de procesos ecológicos y el manejo integrado de cuencas hidrográficas: un análisis del problema de escala. Pp.:49-63. En: Cotler H. (Comp.). El manejo integral de cuencas en México: estudios y reflexiones para orientar la política ambiental. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología. México D.F. 264pp.
- Maddonni GA. 2012. Analysis of the climatic constraints to maize production in the current agricultural region of Argentina, a probabilistic approach. *Theoretical and Applied Climatology* 107, 325-345
- Marelli JH, Arce J. 1995. Aportes en Siembra Directa. Manual 12:1-40. Enciclopedia Agro de Cuyo. INTA Marcos Juárez. Córdoba, Argentina.
- Marelli, H. 2012. Estimación del potencial erosivo en la provincia de Córdoba a través de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelos (USLE). Publicación INTA Marcos Juárez.
- Maggi A, Kraemer FB, Introcaso R, Thompson D. 2016. Caracterización física y química de un Argiudol vértico de la Pampa Ondulada con erosión hídrica en el surco y entresurco. *Ciencia del Suelo* 34(1): 113-126.
- Massobrio MJ, Castiglioni MG, Chagas CI, Santanatoglia OJ. 1998. Análisis de sensibilidad de un modelo predictivo distributivo de producción de sedimentos y nutrientes asociados (AGNPS) en una microcuenca del arroyo del Tala, Argentina. *Revista Terra Latinoamericana* 16(4): 371-377.
- Matteucci SD. 2012. Ecorregión Pampa. En: Morello JH, Matteucci SD, Rodríguez A y Silva M. Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos. Orientación Gráfica Editora SRL. Buenos Aires, Argentina
- McNaughton S, Oesterheld O, Franck D, Williams K. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats, *Nature* 341, 142–144.
- Micucci FG, Taboada MA. 2006. Soil physical properties and soybean (*Glycine max* Merrill) root abundance in conventionally and zero-tilled soil in the humid Pampas of Argentina. *Soil and Tillage Research* 86 (2): 152-162.

- Milesi Delaye LA, Irizar AB, Andriulo AE, Mary B. 2013. Effect of Continuous Agriculture of Grassland Soils of the Argentine Rolling Pampa on Soil Organic Carbon and Nitrogen. *Applied and Environmental Soil Science* 2013, 1-17.
- Montecchia MS, Correa OS, Soria MA, Frey SD, Garcia AF, Garland JL. 2011. Multivariate approach to characterizing soil microbial communities in pristine and agricultural sites in Northwest Argentina. *Applied Soil Ecology* 47: 176-183
- Monteith JL. 1981. Climatic variation and the growth of crops. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 107, 749-774.
- Montico S. 2004. El manejo del agua en el sector rural de la Región Pampeana Argentina. *Revista THEOMAI, Estudios sobre Sociedad, Naturaleza y Desarrollo*, número especial, 1-10.
- Montico S. 2002. Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas Rurales: Base para el Ordenamiento Territorial. *Revista Agromensajes* N° 7 (3), Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario, Argentina.
- Murphy J, Riley JP. 1962. A modified single solution for determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27: 31-36
- Müller H, Rufin P, Griffiths P, Barros Siqueira AJ, Hostert P. 2015. Mining dense Landsat time series for separating cropland and pasture in a heterogeneous Brazilian savanna landscape. *Remote Sensing of Environment* 156, 490– 499
- Muyzer G, de Waal EC, Uitterlinden AG. 1993. Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding 16S RNA. *Applied and Environmental Microbiology* 59: 695-700.
- Nelson DW, Sommers LE. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Page, A L (Ed). *Methods of soil analysis. Part 2. American Society of Agronomy. USA, Agronomy* 9, 539-579.
- Nosetto MD, Jobbágy EG, Paruelo JM. 2005. Land use change and water losses: The case of grassland afforestation across a soil textural gradient in Central Argentina. *Global Change Biology* 11:1101-1117
- Novelli LE, Caviglia OP, Wilson MG, Sasal MC. 2013. Land use intensity and cropping sequence effects on aggregate stability and C storage in a Vertisol and a Mollisol. *Geoderma* 195–196, 260-267.
- Nunes AN, Almeida AC, Coelho COA. 2011. Impacts of land use and cover type on runoff and soil erosion in a marginal area of Portugal. *Applied Geography*: 31:687–99.
- Ongley ED. 1997. *Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos*. Estudio FAO Riego y Drenaje n° 55, FAO, Roma. 116 PP.
- Orellana JA de. 1988. Mezcla de horizontes. Composición granulométrica y estructura. *FAVE*: 3: 92-101.

- ORNL DAAC. 2017. MODIS Collection 6 Land Product Global Subsetting and Visualization Tool. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA.
- Pacheco AL, Varandas SG, Fernandes LFS, Valle Junior RF. 2014. Soil losses in rural watersheds with environmental land use conflicts. *Science of the Total Environment* 485–486, 110–120
- Page AL, Miller RH, Keeney DR. 1982. *Methods of Soil Analysis. Part II, Chemical and Microbiological Properties*, Second edition. American Soc. of Agronomy, Inc., Madison, Wisconsin, US
- Paroissien JB, Darboux F, Couturier A, Devillers B, Mouillot F, Raclot D, et al. 2015. A method for modeling the effects of climate and land use changes on erosion and sustainability of soil in a Mediterranean watershed (Languedoc, France). *Journal of Environmental Management* 150, 57–68
- Paruelo JM, Guerschman JP, Piñeiro G, Jobbágy EG, Verón SR, Baldi G, Baeza S. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: Marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia* 10 (2), 47-61.
- Paruelo JM. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas* 17 (3): 4-22.
- Paruelo JM, Garbulsky MF, Guerschman JP, Jobbágy EG. 2004b. Two decades of normalized difference vegetation index changes in South America: identifying the imprint of global change. *International Journal of Remote Sensing* 25, 2793–2806
- Paruelo JM, Guerschman JP, Veron SR. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 15, 14-23.
- Paruelo JM, Guerschman JP, Baldi G, Di Bella CM. 2004a. La estimación de la superficie agrícola. Antecedentes y una propuesta metodológica. *Interciencia* 29, 421 – 427.
- Paruelo JM, Jobbágy EG, Laterra P. 2015. Bases conceptuales del ordenamiento territorial rural. Cap. 5, Pp. 10-30. En: Paruelo, José M., Esteban G. Jobbágy, Pedro Laterra, Hernán Dieguez, M. Agustina García Collazo, Amalia Panizza (Eds.). *Ordenamiento Territorial Rural. Conceptos, métodos y experiencias*. FAO – MINAGRI – FAUBA. FAO. pag.500. isbn 978-1-873671-00-9.
- Paruelo JM, Texeira M, Staiano L, Mastrángelo M, Amdan L, Gallego F. 2016. An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Ecological Indicators* 71(August), 145–154.
- Parveen R, Kumar U. 2012. Integrated Approach of Universal Soil Loss Equation (USLE) and Geographical Information System (GIS) for Soil Loss Risk Assessment in Upper South Koel Basin, Jharkhand. *Journal of Geographic Information System* (4), 588-596
- Peruzzo P, Marino D, Cremonte C, da Silva M, Porta A, Ronco A. 2003. Impacto de pesticidas en aguas superficiales y sedimentos 93 asociado a cultivos por siembra directa, *Memorias Conferencia Internacional Usos del Agua, Agua 2003, Cartagena de Indias*. p 135-142.

- Pinto P, Fernández Long ME, Piñeiro G. 2017. Including cover crops during fallow periods for increasing ecosystem services: Is it possible in croplands of Southern South America? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 248:48-57.
- Prasannakumar V, Vijith H, Geetha N. 2011. Estimation of soil erosion risk within a small mountainous sub-watershed in Kerala, India, using Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and geo-information technology. *Geoscience Frontiers* 3, 209–215
- Quemada M, Hively WD, Daughtry CST, Lamb BT, Shermeyer J. 2018. Improved crop residue cover estimates obtained by coupling spectral indices for residue and moisture. *Remote Sensing of Environment*. 206:33-44
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org>
- Restovich SB, Andriulo A, Amendola C. 2011. La inclusión de cultivos de cobertura en una rotación soja-maíz: efecto sobre algunas propiedades del suelo. *Ciencia del Suelo* 29: 61-73.
- Rhoades JD. 1982. Soluble salts. In Page AL, Miller RH and Keendy DR. Ed. *Methods of soil Analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. 2nd ed. Madison, Wisc., American Society of Agronomy, pp. 167-179. (Agronomy Series no. 9).
- Rickson RJ. 2014. Can control of soil erosion mitigate water pollution by sediments? *Science of The Total Environment*, 468-469, pp.1187–1197.
- Rimal BK, Lal R. 2009. Soil and carbon losses from five different land management areas under simulated rainfall. *Soil and Tillage Research* 106:62-70.
- Ritz K, Black HJ, Campbell CD, Harris JA, Claire Wood C. 2009. Selecting biological indicators for monitoring soils: A framework for balancing scientific and technical opinion to assist policy development. *Ecological Indicators* 9: 1212-1221.
- Roldán M, Carminati A, Biganzoli F, Paruelo JM. 2010. Las reservas privadas ¿son efectivas para conservar las propiedades de los ecosistemas? *Ecología Austral* 20, 185-199.
- Ronco AE, Marino DJG, Abelando M, Almada P, Apartin CD. 2016. Water quality of the main tributaries of the Paraná Basin: glyphosate and AMPA in surface water and bottom sediments. *Environmental Monitoring and Assessment*. <http://doi.org/10.1007/s10661-016-5467-0>
- Robertson GP, Paul EA. 2000. Decomposition and soil organic matter dynamics. In: Osvaldo ES, Jackson RB, Mooney HA, Howarth RW (Eds.), *Methods in Ecosystem Science*. Springer Verlag, New York, New York, USA, pp. 104–116
- RStudio Team. 2016. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- Salinas-García JR, Hons FM, Matocha JE. 1997. Long-term effects of tillage and fertilization on soil organic matter dynamics. *Soil Science Society of America Journal*. 61: 152-159.

- Salvo L, Hernández J, Ernst O. 2010. Distribution of soil organic carbon in different size fractions, under pasture and crop rotations with conventional tillage and no-till systems. *Soil and Tillage Research*. 109: 116-122.
- Santanatoglia OJ, Chagas CI, Rienzi EA, Castiglioni MG, Sbatella R. 1996. Características de los sedimentos producidos por erosión hídrica en una microcuenca del Arroyo del Tala, provincia de Buenos Aires. *Ciencia del Suelo* 14: 42-46.
- Santanatoglia OJ, Iorio A de, Chagas CI, Massobrio M, Rendina A, Castiglioni M, Bargiela M. 2006. Esguerrimiento, sólidos totales y propiedades químicas del agua del Arroyo del Tala (San Pedro, Buenos Aires, Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía UBA*, 26(2):121-131.
- Santoni CS, Jobbágy EG, Contreras S. 2010. Vadose transport of water and chloride in dry forests of central Argentina: the role of land use and soil texture. *Water Resources Research* 46:W10541
- Sasal MC, Castiglioni MG, Wilson MG. 2010. Effect of crop sequences on soil properties and runoff on natural rainfall erosion plots under no tillage. *Soil and Tillage Research* 108:24-29
- Sasal MC, Boizard H, Andriulo A, Wilson M, Leonard J. 2017. Platy structure development under non-tillage in the northern humid Pampas of Argentina and its impacts on runoff. *Soil and Tillage Research* 173:33-41.
- Satorre EH. 2005. Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. *Ciencia Hoy* 87:2431.
- Satorre EH. 2012. Recent changes in Pampean agriculture: possible new avenues to cope global change challenges. In: Slafer, Araus (Ed.), *Crop Stress Management and Climate Change*, CABI Series No. 2, pp. 47–57.
- Screpanti C, Accinelli C. 2005. Glyphosate and glufosinate-ammonium runoff from a corn-growing area in Italy. *Agronomy for Sustainable Development* 25 (3) 407-412.
- Sellers PJ, Berry JA, Collatz GJ, Field CB, Hall FG. 1992. Canopy reflectance, photosynthesis, and transpiration. III. A reanalysis using improved leaf models and a new canopy. *Remote Sensing of Environment* 42:187-216.
- Sharpley A. 2016. Managing agricultural phosphorus to minimize water quality impacts. *Scientia Agricola* 73(1), 1–8.
- Shipitalo MJ, Malone RW, Owens LB. 2006. Impact of glyphosate-tolerant soybean and glufosinate-tolerant corn production on herbicide losses in surface runoff. *Journal of Environmental Quality* 37, 401–408.
- Sirimarco X, Barral MP, Villarino SH, Laterra P. 2018. Water regulation by grasslands: A global meta-analysis. *Ecohydrology* 2018,e1934.
- Six J, Conant RT, Paul EA, Paustian K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241:155–176.

- Soil Survey Staff. 1993. Soil Survey Manual U.S. Department of Agriculture. USDA. Soil Conservation Service. Handbook 18. U.S. Government Printing Office. Washington, DC. 437 pp.
- Stengel P. 1979. Utilisation de l'analyse des systèmes de porosité pour la caractérisation de l'état physique du sol in situ. *Annales agronomiques* 30(1):27-51.
- Studdert GA, Echeverría HE. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Science Society of America Journal*, 64: 1496 - 1503.
- Sydorenko O. 2017. Impacto de manejos agronómicos de largo plazo sobre la estructura y función microbiana en suelos del noroeste bonaerense. Tesis para acceder al grado de Doctora de la UBA, área ciencias agropecuarias. EPG-FAUBA.
- Taboada MA, Lavado R. 1993. Influence of cattle trampling on soil porosity under alternate dry and ponded conditions. *Soil Use and Management* 9:139–143.
- Tisdall JM, Oades JM. 1982 Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33, 141–163.
- Tockner K, Stanford J. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation* 29, 308–330.
- USDA NRCS. 2004. Estimation of direct runoff from storm rainfall. *National Engineering Handbook Part 630. Hydrology. Chapter 10.*
- Valle Junior RF, Galbiatti JA, Pissarra TCT, Martins Filho MV. 2013. Diagnóstico do conflito de uso e ocupação do solo na Bacia do Rio Uberaba. *Global Science and Technology* 6(1):40–52.
- Van der Knijff JM, Jones RJA, Montanarella L. 1999. Soil erosion risk assessment in Italy. European Soil Bureau. EUR 19044 EN, 52pp.
- Van Lier HN. 1998. The role of land-use planning in sustainable rural systems. *Landscape And Urban Planning* 41, 83–91.
- Vanoni VA. 1975. Sedimentation engineering. Manuals and reports on engineering practice. N 54, American Society of Civil Engineers, New York.
- Vazquez P, Zulaica L. 2010. Implicancias ambientales de las transformaciones agroproductivas en la Cuenca del río Quequén Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina), en: X Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea, ALHSUD N° 45, Caracas.
- Vereecken H. 2005. Mobility and leaching of glyphosate: a review. *Pest Management Science*. 61: 1139-1151
- Viglizzo E, Carreño L, Pereyra H, Ricard J, Clatt J, Pincén D. 2010. Dinámica de la frontera agropecuaria y cambio tecnológico. En Viglizzo, E. y E. Jobbágy (Eds.): *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. Ediciones INTA, Buenos Aires. 102 pp.

- Viglizzo E, Carreño L, Volante JN, Mosciaro MJ. 2011. Valuación de los Bienes y Servicios Ecosistémicos: Verdad objetiva o cuento de la buena pipa? En P. Laterra, E. Jobbágy y J. Paruelo (Eds.), El valor ecológico, social y económico de los servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y estudio de casos. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.
- Vrieling A. 2006. Satellite remote sensing for water erosion assessment: a review. *Catena* 65, 2–18.
- Wainwright J, Thornes JB. 2004. Environmental issues in the Mediterranean. Processes and perspectives from the past and present. London: Routledge.
- Walling DE, Collins AL. 2008. The catchment sediment budget as a management tool. *Environmental Science and Policy* 11 (136), 143.
- Watts CD, Naden PS, Cooper DM, Gannon B. 2003. Application of a regional procedure to assess the risk to fish from high sediment concentrations. *Science of the Total Environment* 314–316:551–65.
- Weir E. 2002. Pérdida de suelo y agua en parcelas de escurrimiento. Actas del 2º taller de contaminación por agroquímicos. 23 de Agosto. AIANBA. Pergamino. Bs. As.
- Wijitkosum S. 2012. Impacts of land use changes on soil erosion in Pa Deng Sub-district, adjacent area of Kaeng Krachan National Park Thailand. *Soil and Water Research* 7(1): 10–7.
- Wilson MG, Sasal MC, Caviglia OP. 2013. Critical bulk density for a Mollisol and a Vertisol using least limiting water range: Effect on early wheat growth. *Geoderma* 192: 354–361.
- Wischmeier WH, Smith DD. 1978. Predicting rainfall erosion losses—a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 537.
- Yang X, Wang F, Bento CP, Meng L, van Dam R, Mol H, Geissen V. 2015. Decay characteristics and erosion-related transport of glyphosate in Chinese loess soil under field conditions. *Science of the Total Environment* 530–531, 87–95.
- Zhang HM, Wang BR, Xu MG, Fan TL. 2009. Crop yield and soil response to long-term fertilization on a red soil in southern China. *Pedosphere* 19: 199–207.

Anexos

Anexo 2.1

(1) Unidades cartográficas del Arroyo del Tala incluidas en el sector identificado como plano aluvial:

- Co92: Complejo Indiscriminado Arroyo del Tala (100%). Capacidad de uso: VIws.
- Co93: Complejo Indiscriminado Arroyo del Tala muy anegable (100%). Capacidad de uso: VIIws
- Po5: Asociación. Portela (60%), Santa Lucía (40%). IVws.
- Po6: Complejo. Portela severamente erosionada (20 %), Santa Lucía (35%), Manantiales (40%), Río Tala severamente erosionada (5%). VIes
- Po7: Portela moderadamente bien drenada (40%), Santa Lucía (30%), Manantiales (30%). IVws.
- Ra6: Complejo: Ramallo Imperfectamente-drenado (15%), Santa Lucía (60%), Manantiales (25%). Capacidad de Uso: VIws.
- RTa3: Río Tala severamente erosionada (70%), Santa Lucía (30%). Capacidad de uso: IV es
- SL1: Complejo. Santa Lucía (60%), Manantiales (25%), Ramallo algo pobremente drenada (15%). Capacidad de Uso: VIe.
- Ur2: Asociación. Urquiza imperfectamente drenada (70%), Santa Lucía (30%). Capacidad de Uso: IIIws.
- Ur3: Complejo. Urquiza imperfectamente drenada (15%), Santa Lucía (60%), Manantiales (25%). Capacidad de Uso: VIws.

(2) Fechas de imágenes satelitales utilizadas en cada campaña.

1987/88 → 11/09, 29/10, 22/11, 18/02, 26/02, 06/04, 25/06

1992/93 → 23/08, 10/10, 26/10, 13/12, 15/02, 03/03, 19/03

2006/07 → 15/09, 04/12, 21/01, 22/02, 03/10, 27/04, 29/05

2014/15 → 07/10, 08/11, 12/02, 16/03, 01/04, 22/07

(3) Umbral de desvío estándar utilizado en cada campaña para clasificar el área agrícola. 1987/88: 0,55; 1992/93: 0,55; 2006/07: 0,5; 2014/15: 0,45.

Anexo 2.2

(1) Superficie ocupada por cada uso de la tierra del *mapa sintético* en las unidades cartográficas de la cuenca Arroyo del Tala.

UC	Cap. Uso	Sup. UC (ha)	Sup de cada uso (%)				
			Ganadero	Avance Ag.	Ag. Rotación	Ag. Continua	Urbano
At	IIw	5.5	12.2%	87.8%	0.0%	0.0%	0.0%
Co88	VIIws	147.2	100.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Co92	Viws	1010.2	76.0%	7.4%	16.4%	0.2%	0.0%
Co93	VIIws	573.3	92.8%	0.7%	6.4%	0.0%	0.0%
L		6.3	0.0%	0.0%	14.5%	85.5%	0.0%
Li	Vw	235.4	5.6%	25.6%	25.3%	42.5%	1.0%
M	VIII	464.0	8.9%	6.9%	9.7%	9.6%	64.9%
Ma1		942.8	86.3%	6.7%	2.5%	4.5%	0.0%
Po	Ile	11624.6	5.8%	34.3%	19.7%	39.9%	0.3%
Po1	IVe	246.4	5.4%	49.0%	14.4%	31.2%	0.0%
Po2	IIIe	1476.8	4.8%	40.7%	18.9%	35.6%	0.0%
Po3	IIIe	824.4	36.2%	31.8%	20.6%	11.4%	0.0%
Po4	Ile	1137.5	11.7%	40.0%	24.2%	24.1%	0.0%
Po5	IVws	88.8	8.0%	26.3%	25.6%	40.0%	0.0%
Po6	Vies	2022.3	58.3%	13.9%	16.9%	11.0%	0.0%
Po7	IVws	2502.5	53.6%	17.4%	16.9%	12.0%	0.0%
Po8	IIIes	241.1	12.4%	39.4%	36.1%	12.1%	0.0%
Po9	IVe	474.9	6.2%	43.5%	32.1%	18.1%	0.0%
Ra	IIw	10722.3	6.0%	18.9%	18.9%	55.5%	0.7%
Ra1		28.8	0.0%	44.8%	3.4%	51.7%	0.0%
Ra18	IIIe	1326.6	2.7%	33.6%	30.8%	32.8%	0.0%
Ra1x	IIIe	632.5	9.7%	14.1%	34.9%	41.3%	0.0%
Ra3	IIIe	86.3	1.3%	29.4%	28.4%	40.9%	0.0%
Ra4	IIs	6618.9	4.4%	20.2%	28.4%	46.9%	0.1%
Ra6	IVws	3025.3	61.2%	9.7%	12.4%	16.8%	0.0%
RTa		16.6	0.0%	39.2%	7.0%	53.8%	0.0%
RTa1	IIIes	16.2	0.0%	83.5%	1.6%	14.8%	0.0%
RTa14	IIIes	4628.0	4.5%	48.4%	25.3%	21.7%	0.1%
RTa15	IIIes	1846.3	10.2%	40.4%	28.0%	21.4%	0.0%
RTa3	IVes	426.4	48.1%	26.1%	21.0%	4.8%	0.0%
RTa5	IIIes	1012.5	2.6%	53.4%	26.1%	17.9%	0.0%
RTa7	IVes	806.6	12.0%	38.2%	28.4%	21.3%	0.0%
RTa9		1755.9	24.3%	34.8%	27.2%	13.7%	0.0%
SL1	VIe	674.3	33.3%	34.4%	20.8%	11.5%	0.0%
Ur	IIw	14362.7	2.9%	30.4%	20.7%	46.1%	0.0%
Ur1x	Ile	383.9	15.8%	31.3%	42.3%	10.6%	0.0%
Ur2	IIIws	1929.4	25.6%	18.7%	23.3%	32.3%	0.0%

Ur3	VIws	6270.4	78.8%	6.4%	12.0%	2.7%	0.0%
-----	------	--------	-------	------	-------	------	------

(2) Superficie de cada uso de la tierra del *mapa sintético* de acuerdo a la capacidad de uso de las unidades cartográficas de la cuenca del Arroyo del Tala, expresada en porcentaje de la superficie que ocupa cada capacidad de uso en la cuenca. En el caso de la categoría avance de agricultura, se incluye también la superficie en hectáreas.

Capacidad de Uso	(ha)	(%)					(ha)
	Sup.	Ganadero	Avance Ag.	Ag. Rotación	Ag. Continua	Urbano	Sup. Avance Ag
IIw	25090.5	4.2%	25.5%	19.9%	50.1%	0.3%	6398.25
Ile	13146.0	6.6%	34.7%	20.8%	37.7%	0.2%	4558.06
IIs	6618.9	4.4%	20.2%	28.4%	46.9%	0.1%	1339.10
IIIe	4346.6	10.8%	32.8%	25.4%	31.1%	0.0%	1423.63
IIIes	7744.1	5.9%	46.9%	26.3%	20.8%	0.1%	3632.37
IIIws	1929.4	25.6%	18.7%	23.3%	32.3%	0.0%	360.96
IVe	721.4	6.0%	45.4%	26.0%	22.6%	0.0%	327.54
IVes	1233.0	24.6%	34.0%	25.8%	15.6%	0.0%	419.33
IVws	5616.5	57.0%	13.4%	14.6%	15.0%	0.0%	753.31
Vw	235.4	5.6%	25.6%	25.3%	42.5%	1.0%	60.20
VIe	674.3	33.3%	34.4%	20.8%	11.5%	0.0%	231.89
VIes	2022.3	58.3%	13.9%	16.9%	11.0%	0.0%	280.55
Viws	7280.6	78.4%	6.5%	12.6%	2.4%	0.0%	476.10
VIIws	720.5	94.3%	0.6%	5.1%	0.0%	0.0%	4.27
VIII	464.0	8.9%	6.9%	9.7%	9.6%	64.9%	32.07
n/d	2750.5	45.1%	25.2%	18.3%	11.3%	0.0%	693.35

Anexo 3.1

La técnica de DGGE es un método de fingerprinting basado en la separación de fragmentos de un gen de interés amplificados por PCR a partir de ADN extraído del suelo, en geles con gradiente químico desnaturizante. Permite caracterizar la estructura genética de las comunidades microbiológicas del suelo. Su metodología es de "fingerprint", basada en el análisis de la secuencia de genes ribosomales. Fue utilizado de manera exitosa por investigadores para analizar las comunidades microbianas de la ecorregión de Las Yungas (Montecchia et al., 2011), y recientemente para evaluar distintos manejos agrícolas de la Región Pampeana (Sydorenko., 2017).

Puede emplearse tanto para genes estructurales como funcionales. Como ejemplo de estudios estructurales los marcadores taxonómicos por excelencia son los genes que codifican las subunidades de ARN ribosomal: 16S en estudios de bacterias y 18S en estudios de hongos. El análisis del perfil de bandas que se obtiene permite evaluar la diversidad presente en comunidades de diferentes ambientes o suelos bajo distintos tratamientos, permitiendo realizar estudios comparativos de la estructura de las comunidades bacterianas.

Se realizó una extracción de ADN utilizando el kit Power Soil DNA isolation kit (Mo Bio Laboratories). El ADN extraído se cuantificó mediante electroforesis en gel de agarosa y tinción con SYBR Safe DNA Gel Stain (Invitrogen). Todas las preparaciones de ADN se almacenaron a -20°C. A partir de ADN total de suelo, se amplificó por PCR la región V6-V8 del gen ribosomal 16S con los cebadores universales para bacterias F984GC y R1378 (Heuer et al., 1997). Los productos de PCR se verificaron por electroforesis en gel de agarosa 1% en TBE 1x revelado con SYBR Safe. Los fragmentos amplificados se separaron por electroforesis en geles de poliacrilamida 6% (37:1 acrilamida:bisacrilamida) de 20 cm de largo con gradiente desnaturizante de urea y formamida (45-65%) en buffer Tris-acetato-EDTA 1x, a 60°C y 1700 Vh (Montecchia et al., 2011). Los geles fueron revelados con SYBR Green I y fotografiados con el sistema de documentación InGenius LHR2 (Syngene, UK) bajo iluminación UV.

Anexo 3.2

Coeficientes de correlación de Pearson y valores p de las variables físicas y químicas analizadas en el área piloto. Valores en negrita indican la existencia de diferencias significativas.

	CE	COPf	COPg	COPtot	DAP	DMP	Hidrofob	Humedad	P1	P2	P3	pH	Poros_Ag	ProfBt	Stock C	%COT
CE	1,00	0,53	0,42	0,55	0,31	0,19	0,42	0,03	0,32	0,06	0,29	0,64	0,65	0,03	0,42	0,29
COPf	0,13	1,00	<0,0001	<0,0001	0,69	0,21	0,05	0,00	0,99	0,04	0,02	0,03	0,01	0,76	0,02	0,01
COPg	-0,17	0,78	1,00	<0,0001	0,90	0,00	0,16	0,11	0,08	0,01	0,00	0,73	0,09	0,89	<0,0001	<0,0001
COPtot	-0,13	0,84	0,99	1,00	0,97	0,01	0,12	0,05	0,13	0,01	0,00	0,51	0,06	0,86	<0,0001	<0,0001
DAP	0,21	-0,08	0,03	0,01	1,00	0,50	0,00	0,09	0,11	0,86	0,59	0,00	0,17	<0,0001	0,20	0,80
DMP	-0,28	0,27	0,58	0,55	0,14	1,00	0,61	0,48	<0,0001	0,00	<0,0001	0,15	0,26	0,55	0,00	0,00
Hidrofob	0,17	-0,41	-0,29	-0,32	0,63	-0,11	1,00	0,03	0,61	0,20	0,15	0,00	0,02	0,00	0,50	0,15
Humedad	0,43	0,68	0,34	0,41	-0,36	-0,15	-0,45	1,00	0,07	0,82	0,50	<0,0001	0,05	0,54	0,74	0,49
P1	-0,21	0,00	0,37	0,32	0,34	0,93	0,11	-0,37	1,00	0,03	0,00	0,01	0,87	0,76	0,00	0,01
P2	-0,39	0,41	0,50	0,50	0,04	0,61	-0,27	-0,05	0,44	1,00	0,02	0,84	0,18	0,16	0,06	0,06
P3	-0,23	0,46	0,69	0,67	-0,12	0,90	-0,30	0,15	0,71	0,48	1,00	0,89	0,05	0,19	0,00	<0,0001
pH	-0,10	-0,44	-0,08	-0,14	0,69	0,30	0,62	-0,77	0,53	-0,04	0,03	1,00	0,01	0,00	0,32	0,75
Poros_Ag	0,10	0,49	0,36	0,39	-0,29	0,24	-0,47	0,41	0,04	0,29	0,41	-0,53	1,00	0,11	0,37	0,16
ProfBt	-0,45	0,07	0,03	0,04	-0,78	0,13	-0,56	0,13	-0,06	0,29	0,28	-0,57	0,33	1,00	0,33	0,94
Stock C	-0,17	0,49	0,80	0,77	0,27	0,66	-0,15	0,07	0,56	0,39	0,65	0,21	0,19	-0,21	1,00	<0,0001
%COT	-0,23	0,51	0,79	0,76	0,06	0,68	-0,30	0,15	0,54	0,39	0,74	0,07	0,30	-0,02	0,96	1,00

Anexo 3.3

Glifosato y AMPA en el suelo (Octubre de 2015)

En octubre de 2015 (pocos días luego de la aplicación del herbicida), los niveles de detección de glifosato en suelo disminuyeron respecto al muestreo anterior ($36,86 - 54,25 \mu\text{g kg}^{-1}$), mientras que los de AMPA aumentaron ($400,9 - 707,7 \mu\text{g kg}^{-1}$) (Fig. 1). Estos valores son similares a los encontrados por Aparicio et al. (2013) y levemente superiores a los registrados por Lupi et al. (2015), ambos en cuencas agrícolas del sudeste bonaerense.

En este muestreo, hubo además detección de glifosato ($\text{nd} - 2,47 \mu\text{g kg}^{-1}$) y AMPA ($271,3 - 659,2 \mu\text{g kg}^{-1}$) en el área ganadera, que no había sido sujeta a aplicaciones del herbicida (Fig. 1). Esto coincide con lo reportado por Lupi et al. (2015), quienes encontraron glifosato y AMPA en un sitio control (sin aplicaciones), aunque en concentraciones mucho menores a las registradas en el presente trabajo. Estos investigadores descartaron al escurrimiento como causa de la presencia de glifosato en el sitio control, ya que los lugares de detección se ubicaban elevados en el paisaje, pudiendo deberse su presencia a deriva o transporte por erosión eólica. En cambio, en el presente trabajo, ambos metabolitos fueron registrados en sectores deprimidos del paisaje, por lo cual su acumulación podría deberse al escurrimiento proveniente de tierras más altas o a la deposición de sedimentos generados y arrastrados por erosión hídrica.

Glifosato y AMPA en cursos de agua

Las muestras de agua, tomadas de una vaguada que cruza el lote donde se encuentra el tratamiento agrícola, no presentaron glifosato, pero sí AMPA ($0,84 - 1,24 \mu\text{g L}^{-1}$). Por su parte, en el arroyo del Tala se detectó tanto glifosato ($1,07 - 1,5 \mu\text{g L}^{-1}$) como AMPA ($1,45 - 2,42 \mu\text{g L}^{-1}$) (Figura 2).

De la misma forma Peruzzo et al., (2003) registraron en cursos de agua del norte de Buenos Aires (sub-cuenca del Arroyo Arrecifes) la aparición de glifosato y AMPA. Estos autores encontraron luego de la aplicación del herbicida, valores de glifosato en agua superficial que oscilaron entre 100 y $700 \mu\text{g L}^{-1}$, bastante más elevados que los de este trabajo. A su vez, Ronco et al. (2016) realizaron un monitoreo a nivel regional, estudiando concentraciones de glifosato y AMPA en agua y sedimentos para 23 puntos de muestreo a lo

largo del Río Paraná y sus tributarios. Estos autores determinaron concentraciones detectables del herbicida en el 15% de las muestras de agua (promedio $0,6 \mu\text{g L}^{-1}$), asociadas estas a zonas con una mayor intensidad agrícola.

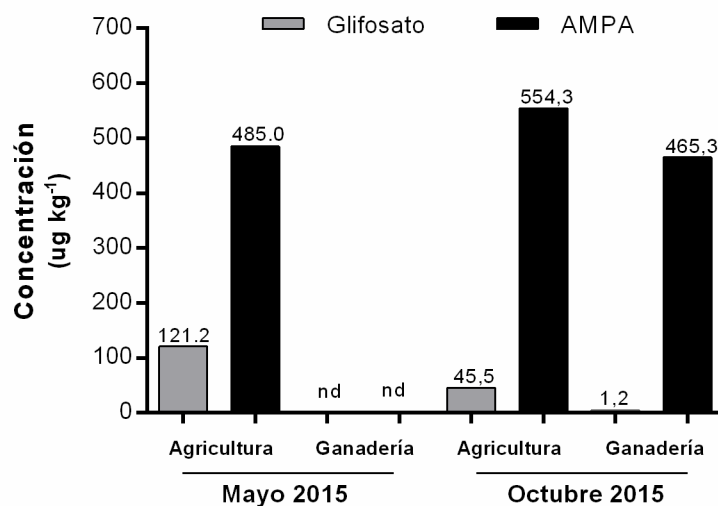


Figura 1. Concentración de glifosato y AMPA ($\mu\text{g kg}^{-1}$) en el suelo para dos fechas de muestreo: mayo y octubre de 2015. *nd: no detectable.

Cabe remarcar que las concentraciones en el agua que fueron registradas en el presente trabajo superan los umbrales de calidad de la Unión Europea, pero no los de Estados Unidos.

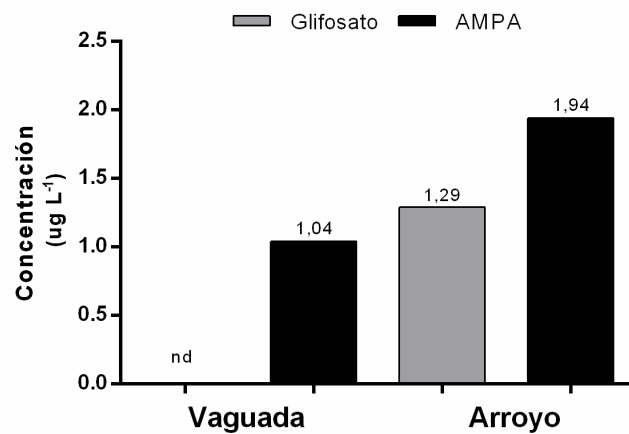


Figura 2. Concentración de glifosato y AMPA ($\mu\text{g L}^{-1}$) en el agua de una vaguada intermitente, próxima a su desembocadura en el Arroyo del Tala y en el propio arroyo (octubre de 2015). *nd: no detectable.

Anexo 4.1

Salida del modelo de regresión lineal múltiple (Fig. 27)

$$\text{DMP} = 0,9276 + 0,4499 \text{ MOT} + \text{GAN } 0,6451$$

Coefficientes:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.92762	0.17698	5.241	0.000276 ***
MOT	0.44987	0.06932	6.490	4.49e-05 ***
UsoGan	0.64510	0.13430	4.804	0.000550 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.2126 on 11 degrees of freedom
Multiple R-squared: 0.9259, Adjusted R-squared: 0.9124
F-statistic: 68.72 on 2 and 11 DF, p-value: 6.083e-07

Salida del modelo de regresión lineal múltiple (Fig. 29a)

$$\text{MOT} = 4,314 - 0,0004 * \text{NDVI_I} + \text{GAN} * (0,0066 * \text{NDVI_I} - 0,3504)$$

Coefficientes:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	4.314e+00	3.656e+00	1.180	0.26535
NDVI	-3.935e-04	7.041e-04	-0.559	0.58853
UsoGan	-3.504e+01	1.018e+01	-3.442	0.00631 **
NDVI:UsoGan	6.655e-03	1.884e-03	3.533	0.00542 **

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.6374 on 10 degrees of freedom
Multiple R-squared: 0.6907, Adjusted R-squared: 0.5979
F-statistic: 7.445 on 3 and 10 DF, p-value: 0.006597

Salida del modelo de regresión lineal múltiple (Fig. 29b)

$$\text{EE} = 3,633 - 0,0003246 * \text{NDVI_I} - \text{GAN} (-0,1749 * \text{NDVI_I} + 0,003438)$$

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	3.633e+00	1.836e+00	1.979	0.07606 .

NDVI	-3.246e-04	3.536e-04	-0.918	0.38026
UsoGan	-1.749e+01	5.112e+00	-3.422	0.00652 **
NDVI:UsoGan	3.438e-03	9.461e-04	3.634	0.00458 **

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.3201 on 10 degrees of freedom
Multiple R-squared: 0.8473, Adjusted R-squared: 0.8015
F-statistic: 18.49 on 3 and 10 DF, p-value: 0.0002101